ÉVALUATION CANADA - ÉTATS-UNIS PORTANT sur le transport frontalier des particules

Rapport du
Comité Canada–États-Unis de la qualité de l'air
Sous-comité 2 de la collaboration scientifique

Le présent rapport est disponible en format électronique à :
http://www.msc-smc.ec.gc.ca/saib/
http://www.epa.gov/airmarkt/usca/index.html

Pour obtenir d'autres exemplaires, veuillez communiquer avec :

Direction de l'évaluation scientifique et de l'intégration
Direction générale des sciences atmosphériques et climatiques
Service météorologique du Canada
4905, rue Dufferin
Toronto (Ontario) CANADA M3H 5T4
(416) 739-4433

© Ministre, Travaux publics et Services gouvernementaux, 2004
ISBN : 0-662-78369-7
N° de catalogue : En56-203/2004F

ÉVALUATION CANADA- ÉTATS-UNIS PORTANT SUR LE TRANSPORT FRONTALIER DES PARTICULES

RAPPORT DU
COMITÉ CANADA–ÉTATS-UNIS DE LA QUALITÉ DE L'AIR
SOUS-COMITÉ 2 DE LA COLLABORATION SCIENTIFIQUE

DÉCEMBRE 2004

106-04704/

REMERCIEMENTS

Les personnes suivantes ont participé à la préparation du présent rapport :

CANADA	ÉTATS-UNIS D'AMÉRIQUE
Keith Puckett, coprésident du SC2	William Russo, coprésident du SC2
Heather Morrison, Secrétariat du SC2	Laurel Schultz, EPA des É.-U.
Carrie Lillyman, Environnement Canada	Fred Dimmick, EPA des É.-U.
Bob Vet, Environnement Canada	Tom Braverman, EPA des É.-U.
Jeff Brook, Environnement Canada	Joe Tikvart, EPA des É.-U.
Chul-Un Ro, Environnement Canada	Bill Kuykendal, EPA des É.-U.
Louis-Philippe Crevier, Environnement Canada	Neil Frank, EPA des É.-U.
Sophie Cousineau, Environnement Canada	Rich Poirot, Département de la conservation de l'environnement de Vermont
Mike Moran, Environnement Canada	Nash Gerald, EPA des É.-U.
Paul Makar, Environnement Canada	John Bachmann, EPA des É.-U.
Véronique Bouchet, Environnement Canada	Donna Kenski, Consortium de directeurs de la réduction de la pollution de l'air du Lac Michigan
David Niemi, Environnement Canada	Rob Wilson, EPA des É.-U.
Marc Deslauriers, Environnement Canada	Alan Rush, EPA des É.-U.
Tom Dann, Environnement Canada	Mark Schmidt, EPA des É.-U.
Julie Dion, Environnement Canada	Jeff West, EPA des É.-U.
David Waugh, Environnement Canada	
Colin di Cenzo, Environnement Canada	
Ann McMillan, Environnement Canada	
Harry Hirvonen, Service canadien des forêts	

En mars 2003, le présent rapport a été examiné par des collègues scientifiques de l'externe, notamment par les personnes suivantes

M. PRAVEEN AMAR
Directeur, Science and Policy
NESCAUM, Boston, USA

M. WEIMIN JIANG
Agent de recherche, Conseil national de recherches Canada
Ottawa, Canada

M. JACK McCONNELL
Professeur, Département de génie et des sciences de l'espace et de la terre
Université York, Toronto, Canada

M. ARMISTEAD RUSSELL
Professeur, Environmental Engineering
Georgia Institute of Technology, Atlanta, USA

M. BRET SCHICHTEL
National Park Service, Air Resource Division
Denver, USA

TABLE DES MATIÈRES

Résumé xv

1. Introduction 1

2. Fondement du problème des particules transfrontalières en Amérique du Nord 3

2.1 Il est reconnu que les particules posent un important problème de santé 3

2.2 De fortes concentrations ambiantes de particules et de leurs précurseurs sont observées en Amérique du Nord 4

2.3 Les précurseurs des particules contribuent généralement à l'acidification des écosystèmes 4

2.4 Les particules et leurs précurseurs sont une importante cause de l'altération de la visibilité 5

2.5 Les particules et leurs précurseurs peuvent être transportés sur de longues distances 6

2.6 Les particules et leurs précurseurs sont transportés entre les États-Unis et le Canada 6

2.7 Les réductions de SO_2 entraîneront probablement des réductions de $P_{2.5}$, une diminution de la visibilité et des dépôts acides 7

3. Observations du milieu ambiant dans les régions frontalières 9

3.1 Concentrations et tendances des $P_{2.5}$ 9

3.1.1 Observations intégrées entre le Canada et les États-Unis 4

3.1.2 Canada 13

3.1.3 États-Unis 14

3.1.3.1. Variations spatiales des concentrations annuelles moyennes de $P_{2.5}$ et des concentrations annuelles du 98e centile aux États-Unis 15

3.1.3.2. Moyennes annuelles des $P_{2.5}$ dans les sites FRM américains, par région 15

3.1.3.3. Moyennes annuelles des $P_{2.5}$ dans les sites FRM américains à moins de 300 km de la frontière, par région 15

3.1.3.4. Moyennes annuelles des $P_{2.5}$ dans les sites du réseau américain IMPROVE, par région 16

3.1.3.5. Moyennes annuelles et 98es centiles sur trois ans (de 2000 à 2002) des concentrations de $P_{2.5}$ dans les sites FRM américains à moins de 200 km de la frontière canadienne 16

3.1.3.6. Tendances à long terme des $P_{2.5}$ 17

3.2 Caractérisation ambiante des $P_{2.5}$ 18

3.2.1 Canada 18

3.2.1.1. Composition chimique de la fraction organique des $P_{2.5}$ 19

3.2.2 États-Unis 20

3.3 Ampleur des dépôts de sulfates et de nitrates 23

3.3.1 Dépôts humides de sulfates et dépassements des charges critiques 23

3.3.2 Dépôts humides de nitrates 23

3.4 Principaux messages scientifiques 25

4. Émissions **27**
4.1 Création des inventaires des émissions 27
4.1.1 Création des inventaires canadiens et américains des émissions pour le REMSAD et l'AURAMS 27
4.1.1.1 Inventaires pour l'année de référence 27
4.1.1.2 Inventaires des scénarios de référence pour 2010 et 2020 27
4.1.1.3 Inventaires des scénarios de limitation pour 2010 et 2020 28
4.1.2 Traitement des inventaires canadiens et américains des émissions pour le REMSAD et l'AURAMS 29
4.1.2.1 Traitement des inventaires des émissions pour le REMSAD 29
4.1.2.2 Traitement des inventaires des émissions pour l'AURAMS 30
4.1.3 Définition et traitement des émissions utilisées pour le modèle CMAQ 30
4.2 Description des émissions aux États-Unis et au Canada 30
4.2.1 Émissions utilisées dans les modèles AURAMS et REMSAD 30
4.3 Principaux messages scientifiques 40

5. Applications des modèles de la qualité de l'air **41**
5.1 Résultats de la modélisation par REMSAD de la stratégie de limitation 41
5.1.1 Résultats du REMSAD 42
5.2 Résultats de la modélisation par le modèle AURAMS de la stratégie de réduction des émissions 57
5.2.1 Configuration du modèle, fichiers d'émissions et post-traitement 58
5.2.2 Évaluation des incidences de la réduction des émissions 59
5.2.2.1 Hiver 59
5.2.2.2 Été 65
5.2.3 Comparaison avec les résultats du REMSAD 66
5.2.4 Résumé et conclusions 71
5.3 Résultats de la modélisation par CMAQ dans la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound 72
5.3.1 Analyse qualitative des simulations pour le scénario de référence de l'an 2000 73
5.3.1.1 $P_{2.5}$ en été 73
5.3.1.2 $P_{2.5}$ en hiver 73
5.3.2 Importance du transport transfrontalier 74
5.3.2.1 Analyse qualitative du scénario ne tenant pas compte des émissions anthropiques américaines 74
5.3.2.2 Analyse qualitative du scénario ne tenant pas compte des émissions anthropiques canadiennes 74
5.3.2.3 Résumé et conclusions 75
5.3.3 Incidences des émissions prévues pour 2010 et 2020 75
5.3.3.1 Analyse qualitative des simulations pour 2010 75
5.3.3.2 Analyse qualitative des simulations pour 2020 76
5.3.3.3 Résumé et conclusions 76
5.4 Coavantages des réductions des émissions 76
5.5 Principaux messages scientifiques 79

6. Relations entre les sources et les concentrations ambiantes de particules 81
6.1 Attribution des sources aux concentrations ambiantes de $P_{2.5}$ 81
6.1.1 Analyses observationnelles axées sur les récepteurs 81
6.1.1.1 Quantification du transport transfrontalier des $P_{2.5}$ au moyen d'un système d'information géographique 81
6.1.1.2 Sources des $P_{2.5}$ transportées dans les régions urbaines aux États-Unis 83
6.1.1.3 Sources des $P_{2.5}$ transportées dans l'est de l'Amérique du Nord 84
6.1.1.4 Analyse des rétrotrajectoires des $P_{2.5}$ transportées dans l'est du Canada 84
6.1.1.5 Sources des particules transportées dans le Glacier National Park (Montana) 85
6.1.1.6 Sources des particules et des précurseurs des pluies acides transportés dans le sud-ouest de l'Ontario – Étude 1 85
6.1.1.7 Sources des particules et des précurseurs des pluies acides transportés dans le sud-ouest de l'Ontario – Étude 2 89
6.1.1.8 Sources des $P_{2.5}$ transportées dans le sud du Québec 89
6.1.1.9 Sources des $P_{2.5}$ transportées en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick 89
6.1.2 Factorisation matricielle positive 91
6.1.2.1 Sources des particules transportées à Toronto, en Ontario et à Vancouver, en Colombie-Britannique 91
6.1.2.2 Comparabilité des résultats des modèles de récepteur pour les sources de $P_{2.5}$ à Toronto 92
6.1.2.3 FMP et analyse des rétrotrajectoires dans huit villes américaines 96
6.1.2.4 Liste des études sur la répartition des sources de $P_{2.5}$ réalisées aux États-Unis 97
6.1.2.5 Emplacements des sources et analyses chronologiques dans les villes des États-Unis 98
6.1.3 Observations par satellite 99
6.1.3.1 Effet dans l'est de l'Amérique du Nord des particules produites par les incendies de forêt 99
6.2 Principaux messages scientifiques 99

7. Conclusions 101

8. References 105

Annexe : Rendement des modèles REMSAD et AURAMS 111

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1 : Normes et objectifs de qualité de l'air ambiant pour les $P_{2,5}$ 4

Tableau 4.1 : Émissions anthropiques totales par pays de particules et de leurs précurseurs sur le domaine du REMSAD dans les scénarios d'inventaire pour 1996, de référence pour 2010, de limitation pour 2010, de référence pour 2020 et de limitation pour 2020 entrés dans le REMSAD 31

Tableau 4.2 : Émissions anthropiques totales par pays de particules et de leurs précurseurs sur le domaine de l'AURAMS dans les scénarios d'inventaire pour 1996, de référence pour 2010, de limitation pour 2010, de référence pour 2020 et de limitation pour 2020 entrés dans l'AURAMS. Les unités sont en kilotonnes par année (et les NO_x sont exprimés en NO_2) 31

Tableau 5.1 : Caractéristiques de dix simulations AURAMS 59

Tableau 5.2 : Écarts en pourcentages entre les émissions de $P_{2,5}$ primaires et de précurseurs de particules dans le domaine AURAMS pour les trois paires de scénarios (fondés sur le tableau 4.2) 59

Tableau 6.1 : Concentration moyenne et pourcentage de la masse des particules provenant de certains États et transportées dans les régions de catégorie I (les contributions à la masse >5 % sont en surbrillance) 83

Tableau 6.2 : Pourcentage de la masse des $P_{2,5}$ relativement à la rétrotrajectoire de trois jours à 950 hPa (de 1999 à 2002) 89

LISTE DES FIGURES

Figure 2.1 : Concentrations moyennes de $P_{2,5}$ 5

Figure 2.2 : Rétrotrajectoires de trois jours arrivant à Simcoe, Ontario, pour la saison chaude (mai à septembre) de 1998 et 1999 6

Figure 3.1 : Concentration annuelle moyenne de $P_{2,5}$ dans les sites canadiens munis d'échantillonneurs dichotomiques et les sites américains utilisant des appareils de mesure FRM dans la région frontalière pour les années 2000-2003 où des données ont été recueillies 9

Figure 3.2 : 98e centile des concentrations de $P_{2,5}$ dans les sites canadiens TEOM et les sites américains FRM pour les années 2000 à 2002 où des données ont été recueillies 10

Figure 3.3 : Tendances à long terme du SO_2, un gaz précurseur et des particules de $SO_4^=$ dans les sites ruraux du RCSAP et du CASTNet, de 1989 à 2002 11

Figure 3.4 : Tendances du nitrate total (HNO_3 gazeux et particules de NO_3^-) et des particules de NH_4^+ dans les sites ruraux du RCSAP et du CASTNet, de 1989 à 2002 12

Figure 3.5 : Tendance de la médiane annuelle des $P_{2,5}$, de 1984 à 2002 (médiane, 75e et 25e centiles) 13

Figure 3.6 : Moyenne pour trois ans, 10e et 98e centiles des concentrations de $P_{2,5}$, de 1997 à 1999 13

Figure 3.7 : Le 98e centile des concentrations canadiennes de $P_{2,5}$ pendant 24 heures en 2001 14

Figure 3.8 : Régions américaines ayant servi à l'analyse des données 14

Figure 3.9 : À l'échelle des comtés, concentrations maximales annuelles moyennes de $P_{2,5}$, dont la moyenne a été calculée sur une période de trois ans, de 2000 à 2002 15

Figure 3.10 : Moyennes annuelles des $P_{2,5}$ dans les sites FRM américains, par région, sur une période de trois ans, soit de 2000 à 2002 15

Figure 3.11 : Moyennes annuelles des $P_{2,5}$ dans les sites FRM américains à moins de 300 km de la frontière canadienne, par région, sur une période de trois ans, soit de 2000 à 2002 16

Figure 3.12 : Concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ dans les sites ruraux du réseau américain IMPROVE, par région 16

Figure 3.13 : Moyennes annuelles et 98e centiles sur 3 ans, pour la période de 2000 à 2002, dans les sites FRM américains à moins de 200 km de la frontière 17

Figure 3.14 : Tendance des concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ mesurées dans les sites du réseau IMPROVE de 1992 à 2001 17

Figure 3.15 : Composition chimique fractionnée des $P_{2,5}$ dans divers sites urbains, fondée sur les données des échantillonneurs dichotomiques du RNSPA pour la période de 1995 à 1998 18

Figure 3.16 : Données sur les espèces de $P_{2,5}$ pour les sites du RNSPA au Canada pendant la période allant de septembre 2001 à août 2002 19

Figure 3.17 : Composition relative de la masse des $P_{2,5}$ à Egbert (Ont.) pendant a) un épisode hivernal de pollution par les $P_{2,5}$ le 30 décembre 1995, et b) un épisode estival du même genre le 11 juin 1999 20

Figure 3.18 : Composition annuelle moyenne des $P_{2,5}$ aux États-Unis, par région 21

Figure 3.19 : Résumé des données urbaines de spéciation pour les $P_{2,5}$ aux États-Unis (Speciation Network de l'EPA) 22

Figure 3.20 : Résumé des données rurales de spéciation (réseau IMPROVE) 22

Figure 3.21 : Variation saisonnière des espèces de particules dans des milieux urbains choisis des États-Unis 23

Figure 3.22 : Répartition spatiale des dépôts humides de $SO_4^=$ (en kg/ha/an) dans l'est de l'Amérique du Nord, de 1996 à 2001 24

Figure 3.23 : Dépassement des charges critiques pour le $SO_4^=$ par les dépôts humides moyens (en kg de $SO_4^=$/ha/an) sur une période de cinq ans (de 1996 à 2000) pour un niveau de protection des lacs de 95 % 24

Figure 3.24 : Répartition spatiale des dépôts humides de NO_3^- (en kg/ha/an) dans l'est de l'Amérique du Nord, de 1996 à 2001 25

Figure 4.1a : Émissions de SO_2 dans le scénario de référence en semaine l'été (1996) au Canada et aux États-Unis 32

Figure 4.1b : Émissions de SO_2 dans le scénario de référence en semaine l'été (2010) au Canada et aux États-Unis 33

Figure 4.1c : Diminution des émissions de SO_2 en semaine l'été (2010) au Canada et aux États-Unis 33

Figure 4.2a : Émissions de SO_2 dans le scénario de référence en semaine l'été (2020) au Canada et aux États-Unis 34

Figure 4.2b : Diminution des émissions de SO_2 en semaine l'été (2020) au Canada et aux États-Unis 34

Figure 4.3a : Émissions de NO_x en semaine l'hiver (1996) au Canada et aux États-Unis 35

Figure 4.3b : Émissions de NO_x en semaine l'hiver (2010) dans le scénario de référence au Canada et aux États-Unis 35

Figure 4.3c : Diminution des émissions de NO_x en semaine l'hiver (2010) au Canada et aux États-Unis 36

Figure 4.4a : Émissions de NO_x en semaine l'hiver dans le scénario de référence pour 2020 au Canada et aux États-Unis 36

Figure 4.4b : Diminution des émissions de NO_x en semaine l'hiver (2020) au Canada et aux États-Unis 37

Figure 4.5a : Émissions de NH_3 en semaine l'été (1996) au Canada et aux États-Unis 37

Figure 4.5b : Émissions de NH_3 en semaine l'hiver (1996) au Canada et aux États-Unis 38

Figure 4.6a : Émissions de NH_3 en semaine l'été dans le scénario de référence pour 2010 au Canada et aux États-Unis 38

Figure 4.6b : Émissions de NH_3 en semaine l'hiver dans le scénario de référence pour 2010 au Canada et aux États-Unis 39

Figure 4.7a : Émissions de NH_3 en semaine l'été dans le scénario de référence pour 2020 au Canada et aux États-Unis 39

Figure 4.7b : Émissions de NH_3 en semaine l'hiver dans le scénario de référence pour 2020 au Canada et aux États-Unis 40

Figure 5.1 : Domaine de modélisation du REMSAD (~36 x 36 km2) 42

Figure 5.2a : Concentrations annuelles moyennes des $P_{2.5}$ du scénario de référence de 2010 44

Figure 5.2b : Réductions en 2010 des concentrations annuelles de $P_{2.5}$ résultant des mesures antipollution 44

Figure 5.3a : Concentrations annuelles moyennes des $P_{2.5}$ du scénario de référence de 2020 45

Figure 5.3b : Réductions en 2020 des concentrations annuelles de $P_{2.5}$ résultant des mesures antipollution 45

Figure 5.4a : Concentrations moyennes des $P_{2.5}$ en janvier du scénario de référence de 2020 46

Figure 5.4b : Réductions en janvier 2020 des concentrations de $P_{2.5}$ résultant des mesures antipollution 46

Figure 5.5a : Concentrations moyennes des $P_{2.5}$ en juillet du scénario de référence de 2020 47

Figure 5.5b : Réductions en juillet 2020 des concentrations des $P_{2.5}$ résultant des mesures antipollution 47

Figure 5.6a : Concentrations annuelles moyennes de $SO_4^=$ du scénario de référence de 2020 48

Figure 5.6b : Réductions en 2020 des concentrations annuelles de $SO_4^=$ résultant des mesures antipollution 48

Figure 5.7a : Concentrations moyennes de $SO_4^=$ en janvier du scénario de référence de 2020 49

Figure 5.7b : Réductions en janvier 2020 des concentrations de $SO_4^=$ résultant des mesures antipollution 49

Figure 5.8a : Concentrations moyennes de $SO_4^=$ en juillet du scénario de référence de 2020 50

Figure 5.8b : Réductions en juillet 2020 des concentrations de $SO_4^=$ résultant des mesures antipollution 50

Figure 5.9a : Concentrations annuelles moyennes de NO_3^- du scénario de référence de 2020 51

Figure 5.9b : Réductions en 2020 des concentrations annuelles de NO_3^- résultant des mesures antipollution 51

Figure 5.10a : Concentrations moyennes de NO_3^- en janvier du scénario de référence de 2020 52

Figure 5.10b : Réductions en janvier 2020 des concentrations de NO_3^- résultant des mesures antipollution 52

Figure 5.11a : Concentrations moyennes de NO_3^- en juillet du scénario de référence de 2020 53

Figure 5.11b : Réductions en juillet 2020 des concentrations de NO_3^- résultant des mesures antipollution 53

Figure 5.12a : Concentrations annuelles moyennes de NH_4^+ du scénario de référence de 2020 54
Figure 5.12b : Réductions en 2020 des concentrations annuelles de NH_4^+ résultant des mesures antipollution 54
Figure 5.13a : Concentrations moyennes de NH_4^+ en janvier du scénario de référence de 2020 55
Figure 5.13b : Réductions en janvier 2020 des concentrations de NH_4^+ résultant des mesures antipollution 55
Figure 5.14a : Concentrations moyennes de NH_4^+ en janvier du scénario de référence de 2020 56
Figure 5.14b : Réductions en janvier 2020 des concentrations de NH_4^+ résultant des mesures antipollution 56
Figure 5.15 : Domaine AURAMS pour toutes les simulations (grille de 85 par 105 points, Δx = 42 km) 58
Figure 5.16 : Moyenne sur neuf jours du champ des concentrations massiques des $P_{2,5}$ et des champs des concentrations des composants chimiques inorganiques prévus par l'AURAMS pendant la période d'hiver du 7 au 15 février 1998 pour les émissions du scénario de référence pour l'année 2010 61
Figure 5.17 : Moyenne sur neuf jours du champ des écarts des concentrations massiques des $P_{2,5}$ et des champs des écarts des concentrations des composants chimiques inorganiques prévus par l'AURAMS pendant la période d'hiver du 7 au 15 février 1998 pour les émissions du scénario de limitation moins celles du scénario de référence pour l'année 2010 62
Figure 5.18 : Valeurs correspondant à celles de la figure 5.16, mais pour les émissions du scénario de référence de 2020 63
Figure 5.19 : Valeurs correspondant à celles de la figure 5.17, mais pour les valeurs du scénario de limitation de 2020 moins celles du scénario de référence de 2020 64
Figure 5.20 : Moyenne sur 11 jours du champ des concentrations massiques des $P_{2,5}$ et des champs des concentrations des composants chimiques inorganiques prévus par l'AURAMS pendant la période d'été du 8 au 18 juillet 1995 pour les émissions du scénario de référence pour l'année 2010 67
Figure 5.21 : Moyenne sur 11 jours du champ des écarts des concentrations massiques des $P_{2,5}$ et des champs des écarts des concentrations des composants chimiques inorganiques prévus par l'AURAMS pendant la période d'été du 8 au 18 juillet 1995 pour les émissions du scénario de limitation moins celles du scénario de référence pour l'année 2010 68
Figure 5.22 : Valeurs correspondant à celles de la figure 5.26, mais pour les émissions du scénario de référence de 2020 69
Figure 5.23 : Valeurs correspondant à celles de la figure 5.27, mais pour les valeurs du scénario de limitation moins celles du scénario de référence, pour l'année 2020 70
Figure 5.24 : Références géographiques et étendue des domaines du modèle CMAQ 72
Figure 5.25 : Concentrations de $P_{2,5}$ du scénario de référence pour août 2001 prévues pour le domaine du CMAQ à mailles de grille de 4 sur 4 km 73
Figure 5.26 : Champ des écarts des concentrations d'ozone de pointe, à 15 m d'altitude pendant la période d'été du 12 au 15 juillet 1995, obtenu en soustrayant les valeurs du scénario de référence de celles du scénario de limitation pour l'année 2020. 77
Figure 5.27 : Réduction annuelle des dépôts humides de $SO_4^=$ résultant de mesures antipollution supplémentaires adoptées par les États-Unis et le Canada (scénario de limitation par rapport au scénario de référence, pour 2020) 77
Figure 5.28 : Réduction annuelle des dépôts humides de nitrate résultant de mesures antipollution supplémentaires adoptées par les États-Unis et le Canada (scénario de limitation par rapport au scénario de référence, pour 2020) 78
Figure 5.29 : Extinction de la lumière par les aérosols (Mm^{-1}) pendant les 20 % de jours les plus brumeux et apport de chaque constituant des particules, d'après les données de IMPROVE pour la période de 1997 à 1999 (EPA, 1999) 78
Figure 6.1 : Concentrations moyennes des $P_{2,5}$ et de leurs composants ($\mu g/m^3$) par État et province 82

Figure 6.2 : Analyse de l'excès urbain en $SO_4^=$, NH_4^+, NO_3^-, MCT et matière crustale pour 13 villes des États-Unis 84

Figure 6.3 : Diagramme combiné de la QTBA obtenue au moyen des mesures des $P_{2.5}$ par TEOM effectuées pendant les mois chauds (de mai à septembre) des années 2000 et 2001 85

Figure 6.4 : Secteurs utilisés pour catégoriser les rétrotrajectoires de trois jours des masses d'air à Longwoods, Ontario. 86

Figure 6.5 : Tendances à long terme et concentrations médianes du SO_2 des particules de $SO_4^=$ et des particules de NO_3^- dans l'air à Longwoods, Ontario, associées aux rétrotrajectoires de trois jours provenant du Canada, des États-Unis et « non attribuables » (N/A) à l'un ou l'autre secteur. 87

Figure 6.6 : Tendances à long terme et valeurs médianes du pH, du $SO_4^=$ et du NO_3^- dans les précipitations à Longwoods, Ontario, associées aux rétrotrajectoires de 72 heures provenant du Canada, des États-Unis et « non attribuables » (N/A) à l'un ou l'autre des secteurs. 88

Figure 6.7 : Moyenne géométrique des concentrations de SO_2, de $SO_4^=$ et de TNO_3^- mesurées dans l'air à Longwoods, Ontario (de 1983 à 2000) pour le sous-ensemble des trajectoires des masses d'air ayant passé par cette maille de grille 90

Figure 6.8 : Données sur les épisodes climatologiques des rétrotrajectoires dans le quartile supérieur et inférieur des $P_{2.5}$ (de 1999 à 2001). 91

Figure 6.9 : Pourcentage de la contribution, par composant, à la masse de $P_{2.5}$ a) à Toronto et b) à Vancouver, calculé par la méthode FMP-RLM 92

Figure 6.10 : Contributions annuelles moyennes aux $P_{2.5}$ à Toronto (de février 2000 à février 2001), calculées par les techniques de modélisation des récepteurs UNMIX (a) et FMP (b) 93

Figure 6.11 : Variations moyennes chaque jour de la semaine dans les sources reliées aux véhicules à moteur du modèle UNMIX 93

Figure 6.12 : Variations saisonnières de la contribution des sources identifiées à Toronto par les modèles FMP et UNMIX 93

Figure 6.13 : Sources reliées aux véhicules à moteur et au charbon du modèle UNMIX en fonction de la vitesse et de la direction du vent de surface local 94

Figure 6.14 : Champs de probabilité accrue pour les sources reliées au charbon à Toronto et ailleurs dans l'est 94

Figure 6.15 : Champs de probabilité accrue et variations des « sources » de NH_4NO_3 à Toronto chaque jour de la semaine. 95

Figure 6.16 : Résumé des principales régions sources de Toronto et de leur influence sur les concentrations massiques quotidiennes de $P_{2.5}$ 95

Figure 6.17 : Graphique des régions sources de sulfates pour la source 1, $(NH_4)_2SO_4$, à Milwaukee, WI 96

Figure 6.18 : Diagrammes à secteurs des résultats de la répartition des sources à divers endroits aux États-Unis 97

Figure 6.19 : Composites de l'intensité optique des aérosols et des nuages calculée par le capteur MODIS, superposés aux mesures continuelles des $P_{2.5}$ les 6 et 7 juillet 2002 98

RÉSUMÉ

L'Accord Canada–États-Unis sur la qualité de l'air a été conclu en vue de créer « un instrument pratique et efficace pour chercher à résoudre les sujets de préoccupation communs en ce qui a trait à la pollution atmosphérique transfrontalière ». Au tout début, l'*Accord* visait à examiner les principaux polluants à l'origine des pluies acides. Il a toutefois confirmé l'engagement des États-Unis et du Canada à se consulter au sujet des moyens à trouver pour régler d'autres problèmes de pollution atmosphérique transfrontalière, dont celui des particules.

Le Sous-comité de la collaboration scientifique du Comité de la qualité de l'air a été chargé d'expliquer et de résumer l'état actuel des connaissances concernant le transport transfrontalier des particules et de leurs précurseurs entre le Canada et les États-Unis dans une évaluation scientifique. Les sept principaux objectifs visés peuvent être résumés comme suit :

Objectif 1 : déterminer s'il existe ou non un problème de particules fines dans la région transfrontalière;

Objectif 2 : déterminer l'ampleur du problème;

Objectif 3 : décrire le problème des particules du point de vue des régions géographiques;

Objectif 4 : indiquer quels sont les précurseurs préoccupants des particules à l'échelle régionale ou sous-régionale;

Objectif 5 : décrire les sources (ou les régions sources) des particules et de leurs précurseurs;

Objectif 6 : décrire les caractéristiques des émissions de particules et de leurs précurseurs;

Objectif 7 : déterminer l'effet des scénarios de réduction des émissions sur les concentrations de particules.

L'Évaluation est le fruit d'une importante collaboration entre les scientifiques du Canada et ceux des États-Unis; dans plusieurs cas, l'information fournie est la première présentation de résultats scientifiques communs. Le rapport renseigne sur les concentrations ambiantes, les analyses de données et l'application des outils de modélisation à la fois au Canada et aux États-Unis. L'Évaluation fournira les connaissances scientifiques initiales nécessaires en vue de créer une annexe sur les particules en vertu de l'Accord sur la qualité de l'air.

PRINCIPAUX RÉSULTATS

LE TRANSPORT TRANSFRONTALIER DES PARTICULES PEUT CONTRIBUER AUX CONCENTRATIONS DE CES COMPOSÉS SUPÉRIEURES À LA MOYENNE TANT AU CANADA QU'AUX ÉTATS-UNIS.

- Les concentrations ambiantes actuelles de $P_{2,5}$ dans les régions transfrontalières dépassent les normes établies pour ces particules dans plusieurs régions du Canada et des États-Unis. Dans ce dernier pays, ces sites se trouvent surtout en milieu urbain. Dans la partie est du domaine frontalier (le nord-est des États-Unis, le Midwest industriel, et le corridor Windsor-Québec), les concentrations sont supérieures à la norme annuelle de 15 $\mu g/m^3$ aux États-Unis et au standard canadien de 30 $\mu g/m^3$, qui est la moyenne de trois ans du 98^e centile, pour les périodes de temps évaluées.
- Les $P_{2,5}$ sont transportées d'un côté à l'autre de la région transfrontalière entre le Canada et les États-Unis, ce qui donne lieu à des concentrations élevées de ces particules dans les deux pays. D'après la plupart des analyses, le dioxyde de soufre est une importante source régionale de $P_{2,5}$, les oxydes d'azote sont une source à la fois

locale et régionale, tandis que le carbone organique, le carbone noir et d'autres constituants des particules ont généralement une origine plus locale.

- On a constaté que les provinces canadiennes contribuaient à la masse des $P_{2,5}$ mesurées dans plusieurs régions de catégorie I des États-Unis, mais que le transport des $P_{2,5}$ et des précurseurs des particules dans la région frontalière donnait lieu à des concentrations de $P_{2,5}$ « au-dessus de la moyenne » dans l'est du Canada.
- Dans la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound, les effets du transport transfrontalier le long de la frontière (dans un rayon de ± 50 km) se produisent à une certaine fréquence, mais ceux du transport à longue distance ou régional (à plus de 100 km) étaient faibles.

LES CONCENTRATIONS DE PARTICULES VARIENT BEAUCOUP D'UNE RÉGION GÉOGRAPHIQUE À L'AUTRE

- C'est dans les régions géographiques suivantes que l'on observe plus souvent des concentrations élevées de $P_{2,5}$: le nord-est des États-Unis, le Midwest industriel, le sud-ouest de l'Ontario et le nord-ouest des États-Unis. Les concentrations peuvent être élevées dans la plupart des régions du Canada et des États-Unis pendant les épisodes de pollution par les particules.
- Les concentrations de $P_{2,5}$ en milieu urbain sont plus élevées qu'en milieu rural dans toutes les régions du Canada et des États-Unis; mais elles peuvent être très élevées dans les sites ruraux pendant les macro-épisodes de pollution par les particules.
- C'est dans les régions qui produisent beaucoup d'émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote que l'on retrouve les plus fortes concentrations de particules de sulfate et de nitrate. Ces régions comprennent le nord-est des États-Unis et le sud-ouest de l'Ontario.

LES PARTICULES ET LEURS PRÉCURSEURS PROVIENNENT D'UN GRAND NOMBRE DE SOURCES

- Les sources locales provenant des véhicules à moteur (et les petites sources avoisinantes provenant des fonderies ou des industries) ont une influence relativement constante sur les concentrations de $P_{2,5}$ à Toronto et sont le plus marquées pendant les journées les moins polluées (qui ont aussi tendance à l'être lorsque le vent du nord souffle). L'influence des sources reliées au charbon est accentuée par les sources américaines qui produisent des émissions transfrontalières, et ces sources jouent un rôle particulièrement important lorsque la concentration de $P_{2,5}$ est élevée.
- Dans le nord-est des États-Unis, une région où les émissions des centrales au charbon sont considérables influe sur les concentrations de $P_{2,5}$. Une analyse semblable sur le nitrate d'ammonium indique la présence d'une région source plus étendue, dans le nord-est et le centre-nord des États-Unis, qui produit beaucoup d'émissions d'ammoniac dues à l'exploitation agricole.
- Les composants et les sources de $P_{2,5}$ relevés à Vancouver et Toronto comprennent les nitrates secondaires, le transport régional des produits de combustion du charbon, les véhicules à moteur diesel, les acides organiques secondaires et la poussière de la route.
- Les sources naturelles de particules (comme les incendies de forêt et les sources biogènes) peuvent aussi influer sur la qualité de l'air ambiant. Les observations par satellite confirment l'effet des incendies de forêt canadiens sur l'intensité optique des aérosols aux États-Unis.

DES SCÉNARIOS DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS POUR LES PARTICULES ET LEURS PRÉCURSEURS ONT ÉTÉ ÉVALUÉS AU MOYEN DE MODÈLES DE QUALITÉ DE L'AIR

- Il est prévu que les émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote diminueront, mais que les émissions d'ammoniac, de composés organiques volatils et de monoxyde de carbone augmenteront entre le scénario de référence et le scénario de limitation. Les émissions de dioxyde

de soufre, d'oxydes d'azote et d'ammoniac ainsi que leur apport aux concentrations de $P_{2,5}$ varient selon la saison.

- Dans tous les scénarios envisagés, les émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote sont concentrées dans le Midwest industriel, le nord-est des États-Unis et le sud de l'Ontario, tandis que les émissions d'ammoniac le sont plus à l'ouest, dans la région du Midwest central.
- Les mesures américaines et canadiennes antipollution dont on prévoit qu'elles seront appliquées donneront lieu à des réductions annuelles maximales de $P_{2,5}$ s'élevant à 1,8 µg/m³ en 2010 et à 2,3 µg/m³ en 2020. Ces réductions connaîtront des variations temporelles et spatiales.
- D'autres réductions proposées des émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote devraient faire diminuer davantage les concentrations ambiantes de $P_{2,5}$ dans l'est de l'Amérique du Nord. Les réductions observées des $P_{2,5}$ peuvent varier selon la saison et dépendre fortement des réductions de la masse des particules de sulfate.
- Des réductions simultanées dans les émissions de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote peuvent aussi réduire en même temps les particules d'ammonium, en raison de la diminution du dioxyde de soufre gazeux et des oxydes d'azote gazeux pouvant réagir avec l'ammoniac gazeux.
- Des réductions dans les émissions de dioxyde de soufre non accompagnées de réductions convenables dans les émissions d'oxydes d'azote peuvent occasionner une augmentation des nitrates dans certaines régions. Les réductions dans les émissions d'oxydes d'azote correspondront à des diminutions de la masse des particules de nitrate dans certaines parties de l'est de l'Amérique du Nord, mais à des augmentations dans d'autres régions à cause de la substitution des nitrates (si les sulfates sont réduits là où l'ammoniac n'est pas présent en quantité suffisante, ils seront remplacés par des particules de nitrate). On accorde de l'importance au rôle de l'ammoniac dans cette relation, ce qui laisse croire qu'il peut être utile de rechercher les avantages possibles de réduire les émissions d'ammoniac gazeux de même que celles de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote.

IL EXISTE DES LIENS ENTRE LES PARTICULES ET D'AUTRES PROBLÈMES DE QUALITÉ DE L'AIR

- Les concentrations ambiantes des précurseurs des particules contribuent aussi aux dépôts humides de nitrates et de sulfates, ce qui cause l'acidification des écosystèmes. Les dépôts les plus importants se trouvent dans le nord-est des États-Unis et l'est du Canada, notamment dans les régions transfrontalières.
- Les avantages communs des scénarios de réduction des émissions comprennent la réduction des concentrations d'ozone troposphérique, la diminution des dépôts de nitrates et de sulfates et l'amélioration de la visibilité.

CONCLUSION

Les résultats de l'Évaluation canado-américaine portant sur le transport transfrontalier des particules indiquent qu'il existe une relation significative entre les émissions des particules et de leurs précurseurs et les concentrations élevées de particules dans les deux pays. Le transport transfrontalier des particules et de leurs précurseurs peut être assez important dans certaines régions pour nuire au respect des normes nationales. Les renseignements présentés dans l'Évaluation fournissent le fondement scientifique nécessaire pour appuyer des stratégies communes à établir dans une annexe à l'*Accord* relative aux particules.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Le 13 mars 1991, le président des États-Unis et le premier ministre du Canada ont signé l'Accord Canada–États-Unis sur la qualité de l'air (ci-après appelé l'*Accord*). L'*Accord* avait pour but de « créer un instrument pratique et efficace pour chercher à résoudre les sujets de préoccupation communs en ce qui a trait à la pollution atmosphérique transfrontalière ». Au tout début, l'*Accord* visait à examiner les principaux polluants à l'origine des pluies acides. Il a toutefois confirmé l'engagement des États-Unis et du Canada à se consulter au sujet des moyens à trouver pour régler d'autres problèmes de pollution atmosphérique transfrontalière.

En 1997, pour donner suite aux préoccupations communes concernant le transport transfrontalier de l'ozone et des particules fines (PF), le Canada et les États-Unis ont signé un « Engagement à élaborer un plan mixte s'attaquer à la pollution atmosphérique transfrontalière ». Cet engagement exprimait la volonté des Parties de s'attaquer conjointement aux problèmes communs de l'ozone troposphérique et des particules dans le cadre de l'*Accord*.

En raison de cet engagement, les Parties ont signé en juin 1998 un plan de travail mixte pour les particules fines inhalables transfrontalières. Le plan décrivait les étapes nécessaires pour élaborer « des méthodes d'analyse comparables et harmonisées permettant l'évaluation du transport transfrontalier, des tendances et de l'analyse des particules fines inhalables dans la région transfrontalière ». Pour faciliter ce processus, le Sous-comité de la collaboration scientifique, ou Sous-comité 2 (SC2), du Comité de la qualité de l'air a organisé trois ateliers binationaux entre 1999 et 2003. En plus de faciliter la création de méthodes d'analyse comparables et harmonisées, le SC2 a cherché à connaître les besoins en information scientifique de la collectivité des politiques binationales, comme l'avait indiqué le Sous-comité de surveillance des programmes et des rapports, ou Sous-comité 1 (SC1), ainsi qu'à planifier et à réaliser une évaluation scientifique du transport transfrontalier des particules. Au cours de ce processus, le Canada et les États-Unis ont convenu d'inclure dans l'évaluation, lorsque c'était possible, les paramètres ayant trait aux pluies acides et à la visibilité pour tenir compte du fait que les réductions dans les particules et les précurseurs de l'ozone pourraient aussi influer sur les pluies acides et la visibilité.

Les trois ateliers binationaux et les discussions qui s'y sont déroulées ont eu pour résultat cumulatif de définir sept principaux objectifs pour l'évaluation scientifique des particules transfrontalières :

Objective 1 : déterminer s'il existe ou non un problème de particules fines dans les régions transfrontalières (en comparant les observations dans le milieu ambiant avec les standards) en mettant l'accent sur les paramètres ayant trait à la santé, à la visibilité et à l'environnement;

Objective 2 : déterminer l'ampleur du problème (si les standards sont dépassés, de combien, où et quand);

Objective 3 : décrire le problème des particules du point de vue des régions géographiques (c.-à-d. l'ouest, le centre ou l'est);

Objective 4 : indiquer quels sont les précurseurs préoccupants des particules à l'échelle régionale ou sous-régionale;

Objective 5 : décrire les sources (ou les régions sources) des particules et de leurs précurseurs en fonction des régions géographiques (c.-à-d. l'ouest, le centre ou l'est);

Objective 6 : décrire les émissions des précurseurs des particules, leur répartition spatiale et les caractéristiques de leur transport;

Objective 7 : énumérer les scénarios actuels et proposés de réduction des émissions concernant les concentrations de particules fines en Amérique du Nord.

La présente évaluation comprend un tour d'horizon initial de la question des particules en Amérique du Nord, fondé principalement sur l'évaluation scientifique des particules réalisée en 2003 par le groupe NARSTO. Ce tour d'horizon est ensuite élargi en examinant les observations du milieu ambiant et les données sur les émissions, en utilisant des modèles de qualité de l'air ainsi qu'en analysant les sources et les concentrations correspondantes de particules particulières à la région transfrontalière. Chacune de ces étapes se termine par un résumé des principaux messages scientifiques qui se dégagent des analyses; ces messages sont ensuite appliqués aux conclusions pour tenir compte des objectifs susmentionnés.

L'évaluation a pour but de faire la synthèse de l'état actuel des connaissances concernant le transport transfrontalier des particules fines inhalables, conformément aux besoins en information de la collectivité des politiques binationales. À cette fin, l'évaluation et ses conclusions sont conformes aux exigences du Plan de travail mixte de 1998 pour les particules. Les conclusions de la présente évaluation fourniront le soutien scientifique nécessaire pour déterminer la nécessité de dresser une annexe sur les particules en vertu de l'*Accord*.

CHAPITRE 2

FONDEMENT DU PROBLÈME DES PARTICULES TRANSFRONTALIÈRES EN AMÉRIQUE DU NORD[1]

Sept aspects importants du problème des particules ont mis en branle la présente évaluation scientifique des particules transfrontalières. Ils sont énumérés ci-dessous et examinés plus en détail par la suite :

- Il est reconnu que les particules posent un important problème de santé.
- De fortes concentrations ambiantes de particules et de leurs précurseurs sont observées en Amérique du Nord.
- Les précurseurs des particules contribuent généralement à l'acidification des écosystèmes.
- Les particules et leurs précurseurs sont une importante cause de l'altération de la visibilité.
- Les particules et leurs précurseurs peuvent être transportés sur de longues distances.
- Les particules et leurs précurseurs sont transportés entre les États-Unis et le Canada.
- Les réductions de SO_2 entraîneront probablement des réductions dans les $P_{2,5}$, l'altération de la visibilité et les dépôts acides.

2.1 IL EST RECONNU QUE LES PARTICULES POSENT UN IMPORTANT PROBLÈME DE SANTÉ.

On a reconnu que les particules posent un important problème de santé aux États-Unis et au Canada. De récentes études sur la santé réalisées dans les deux pays indiquent une association entre les effets nocifs sur la santé, notamment sur le système cardiorespiratoire, et l'exposition à court et à long terme aux particules présentes dans l'air ambiant, particulièrement aux $P_{2,5}$. C'est pourquoi les deux pays se sont engagés à s'attaquer au problème de qualité de l'air causé par les particules dans leurs propres territoires (p. ex. le standard pancanadien pour les $P_{2,5}$ et l'U.S. *Clean Air Act*). En outre, le Canada et les États-Unis ont établi des objectifs et des normes pour les particules de l'air ambiant (tableau 2.1).

[1] À moins d'indication contraire, la principale source d'information pour le présent chapitre est le rapport du groupe NARSTO intitulé « Particulate Matter Science for Policy Makers. A NARSTO Assessment ». En février 2003, NARSTO, une organisation coopérative secteur public-secteur privé du Canada, du Mexique et des États-Unis, a publié ce rapport. L'évaluation de la science des particules présente une discussion concise et détaillée de la connaissance actuelle des particules en suspension dans l'air par les spécialistes de l'atmosphère. Comme l'évaluation de NARSTO avait pour but de fournir aux décideurs des données scientifiques utiles et nécessaires, ce document a mis l'accent sur deux principaux objectifs : interpréter la science de l'atmosphère, complexe et nouvelle, de façon à la rendre utile pour la gestion des particules, et renseigner les scientifiques qui s'occupent de l'exposition et de la santé au sujet de la science atmosphérique des particules. Tout en atteignant ces principaux objectifs, l'évaluation de NARSTO résume les connaissances scientifiques concernant le transport transfrontalier des particules entre le Canada et les États-Unis.

Tableau 2.1 Normes et objectifs de qualité de l'air ambiant pour les $P_{2,5}$

	États-Unis	Canada
Période de calcul de la moyenne	*Normes nationales de qualité de l'air ambiant*	*Standard pancanadien*
Année	15 µg/m³, fondé sur la moyenne sur trois ans de la moyenne arithmétique annuelle de la concentration.	
24 heures	65 µg/m³, fondé sur la moyenne sur trois ans du 98e centile de la moyenne de 24 heures des concentrations.	30 µg/m³, fondé sur le 98e centile d'une moyenne de 24 heures mesurée pendant trois années consécutives.
Visibilité	Améliorer la visibilité lorsque le temps est le plus brumeux, et s'assurer qu'il n'y a aucune dégradation lorsque le temps est le plus clair; le but final consiste à atteindre les conditions ambiantes naturelles en 60 ans.	

2.2 De fortes concentrations ambiantes de particules et de leurs précurseurs sont observées en Amérique du Nord.

Les plus fortes concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ sont mesurées dans les régions urbaines de l'Amérique du Nord, notamment en Californie, dans le sud-est des États-Unis et dans les grands centres urbains du sud-est du Canada (figure 2.1).

Les mesures de la masse des $P_{2,5}$ donnent généralement des distributions statistiques consistant en un grand nombre de faibles valeurs et un petit nombre de concentrations élevées. Dans certaines grandes régions métropolitaines, les concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ peuvent être jusqu'à deux fois plus considérables sur des distances de 50 à 100 km. En Californie, dans le sud-est et le nord-est des États-Unis ainsi que dans les États riverains de la rivière Ohio et des Grands Lacs, les concentrations massiques annuelles moyennes de $P_{2,5}$ dans la moitié environ des agglomérations urbaines dépassaient en 1999 et 2000 la norme américaine pour la masse annuelle moyenne des $P_{2,5}$ calculée sur une période de trois ans, soit 15 µg/m³. Au Canada, les concentrations moyennes pour une période de 24 heures étaient supérieures à 30 µg/m³ dans la plus grande partie du sud de l'Ontario et du Québec pendant environ 2 % de l'année.

Les particules observées localement comprennent plusieurs constituants chimiques, en grande partie du carbone organique (CO), des sulfates ($SO_4^=$), du carbone noir (CN) et des nitrates (NO_3^-) en combinaisons qui diffèrent d'une région géographique à l'autre. La composition des particules dépend des sources et des conditions météorologiques saisonnières, et les facteurs régionaux y contribuent pour beaucoup. En général, les sulfates représentent un important pourcentage des $P_{2,5}$ dans l'est de l'Amérique du Nord, et il en est de même pour les nitrates en Californie. Les concentrations de nitrates en Amérique du Nord sont plus élevées en hiver qu'en été, et les concentrations de ce polluant en milieu urbain sont plus élevées qu'en milieu rural dans l'est de l'Amérique du Nord.

2.3 Les précurseurs des particules contribuent généralement à l'acidification des écosystèmes

Les dépôts humides et secs de $SO_4^=$ et de NO_3^- contribuent à l'acidification des écosystèmes. Même si

Figure 2.1 : Concentrations moyennes de $P_{2.5}$. Les données américaines proviennent des appareils de mesure FRM utilisés dans les sites de la base de données AIRS de l'EPA pour la période de juillet 1998 à juillet 2000. Les données canadiennes proviennent des échantillonneurs TEOM et dichotomiques en service de 1995 à 2000. Les données actuellement disponibles provenant de sites au Mexique représentaient moins d'une année d'échantillonnage et ont été exclues du calcul des moyennes annuelles. Le diamètre des points varie proportionnellement à la concentration.

(Source : R. Husar, communication personnelle.)

les mesures les plus fréquemment utilisées des dépôts acides sont surtout celles des dépôts humides de SO_4^- et de NO_3^-, les recherches effectuées dans le centre-sud de l'Ontario indiquent qu'environ 40 % des dépôts totaux de soufre et d'azote sont humides (Sirois *et al.*, 2001). Il a été prouvé que ces polluants acidifiants endommagent les écosystèmes terrestres et aquatiques ainsi que les matériaux fragiles à des concentrations fréquemment mesurées au Canada et dans le nord-est des États-Unis.

La région géographique la plus touchée par les dépôts acides comprend le sud-est du Canada et le nord-est des États-Unis, l'est du Manitoba et le sud du 52e degré de latitude. La contribution relative des sources de dépôts acides (locaux par opposition à éloignés) dépend de la région, mais la plus grande partie des dépôts acides dans le sud-est du Canada proviennent du transport à longue distance, tout comme un important pourcentage des dépôts dans le nord-est des États-Unis.

2.4 LES PARTICULES ET LEURS PRÉCURSEURS SONT UNE IMPORTANTE CAUSE DE L'ALTÉRATION DE LA VISIBILITÉ.

Les particules réduisent la visibilité en absorbant ou en diffusant la lumière visible. La diffusion de la lumière est approximativement proportionnelle à la concentration massique des particules fines, tandis que l'absorption de la lumière est approximativement proportionnelle à la concentration massique des espèces qui absorbent la lumière. La diminution de la visibilité qui résulte de l'absorption ou de la diffusion de la lumière réduit la distance à laquelle une personne peut voir et atténue le contraste apparent et la couleur des objets distants, ce qui donne une apparence brumeuse ou délavée.

Les effets d'extinction de la lumière produits par les particules varient selon la taille de ces dernières, leur composition chimique et l'humidité. Les particules ayant le plus d'effets sur la visibilité sont les particules fines de mêmes dimensions que les longueurs d'onde de la lumière visible (dont le diamètre varie approximativement entre 0,3 et 1 µm). Ces particules sont généralement composées de sulfates, de nitrates, de CO ou de CN.

2.5 Les particules et leurs précurseurs peuvent être transportés sur de longues distances.

Les particules peuvent demeurer dans l'atmosphère pendant des jours et même quelques semaines, selon leur taille et la vitesse à laquelle elles sont éliminées de l'atmosphère (p. ex. par les précipitations). Dans une région donnée, les particules peuvent avoir une origine locale ou provenir de sources situées à des centaines ou milliers de kilomètres plus loin. Pendant leur transport atmosphérique, les particules peuvent aussi se former à partir de gaz précurseurs provenant de sources locales ou éloignées.

Dans bon nombre de régions urbaines, les concentrations ambiantes locales sont dues aux émissions à la fois locales et régionales. Les contributions régionales des sources éloignées des milieux urbains de l'est de l'Amérique du Nord (y compris les régions urbaines en amont) peuvent représenter de 50 à 75 % de la concentration massique totale de $P_{2,5}$ observée dans une région urbaine donnée.

2.6 Les particules et leurs précurseurs sont transportés entre les États-Unis et le Canada.

L'évaluation des particules par le groupe NARSTO a décrit deux études réalisées au Canada et aux États-Unis qui démontrent le transport transfrontalier des particules et de leurs précurseurs.

Brook *et al.* (2002) ont tracé les rétrotrajectoires de 3 jours des masses d'air arrivant à Simcoe, Ontario, pendant la saison chaude (mai à septembre) de 1998 et 1999 (figure 2.2). Ces rétrotrajectoires ont été classées en catégories fondées sur la concentration de $P_{2,5}$ mesurée à Simcoe et la directionalité de la masse d'air en jeu. Cette analyse a permis d'établir trois catégories « source-récepteur » : 1) la catégorie des « faibles concentrations » de $P_{2,5}$ (moyennes de 6,8 µg/m^3 pour une période de six heures), caractérisée par des écoulements d'air nord-sud, 2) la catégorie des « fortes concentrations » de $P_{2,5}$ (22,4 µg/m^3), caractérisée par des écoulements d'air sud-nord, et 3) la catégorie des « fortes concentrations non classées » de $P_{2,5}$

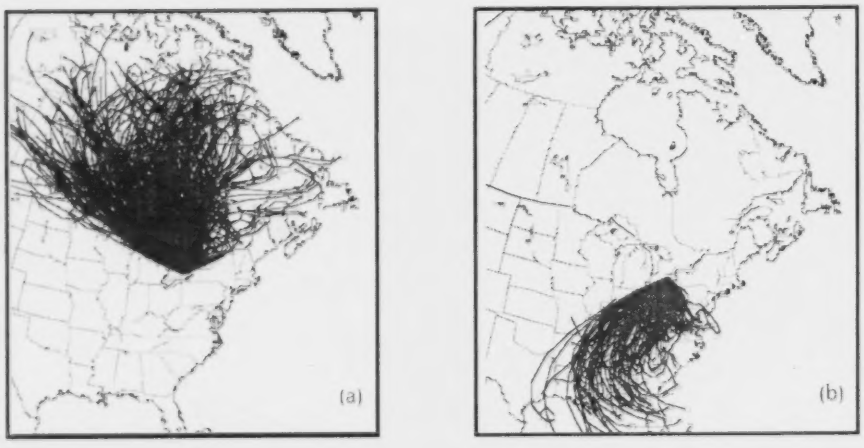


Figure 2.2 : Rétrotrajectoires de trois jours arrivant à Simcoe, Ontario, pour la saison chaude (mai à septembre) de 1998 et 1999. (Les secteurs montrés représentent a) l'écoulement nord au-dessus de régions sources principalement canadiennes, et b) l'écoulement sud au-dessus de régions sources américaines. Les concentrations médianes correspondantes de $P_{2,5}$ sont de 3,8 µg/m^3 pour le secteur 1 et de 20,3 µg/m^3 pour le secteur 2).

(>30 µg/m³). Les masses d'air de la catégorie 3 étaient caractérisées par de très courtes distances de transport, ce qui indiquait des conditions stagnantes dans la région du Midwest et des Grands Lacs. Les trajectoires des masses d'air liées à des concentrations élevées de $P_{2,5}$ traversaient fréquemment la frontière entre le Canada et les États-Unis.

En 1977 et 1978, une étude sur le terrain a été réalisée dans l'est de l'Amérique du Nord afin d'évaluer le transport et le devenir du $SO_4^=$. Le Sulphate Regional Experiment (SURE) a établi une corrélation entre les modes d'écoulement de l'air et les concentrations de $SO_4^=$ en aérosol. En général, les épisodes régionaux de particules étaient caractérisés par la présence d'une crête de haute pression quasi stationnaire orientée dans une direction est-ouest au-dessus de la Virginie et de la Caroline du Nord. Les concentrations plus élevées de $SO_4^=$ à certains endroits du sud de l'Ontario ont été liées au transport à partir du Midwest et du sud des États-Unis.

2.7 LES RÉDUCTIONS DE SO_2 ENTRAÎNERONT PROBABLEMENT DES RÉDUCTIONS DE $P_{2,5}$, UNE DIMINUTION DE LA VISIBILITÉ ET DES DÉPÔTS ACIDES.

La formation de particules, la diminution de la visibilité et les dépôts acides ont en commun des émissions et des précurseurs, des mécanismes de production et des processus météorologiques. On a donc pu déterminer la réaction typique des particules, de la visibilité (résultant de la réaction des particules) et des pluies acides aux réductions de SO_2 et d'autres polluants (c.-à-d. les NO_x). Ces relations indiquent qu'une réduction dans les émissions de SO_2 entraînera probablement des réductions du $SO_4^=$, l'un des composants des particules, de la masse totale des $P_{2,5}$, de l'altération de la visibilité et des dépôts acides.

Par exemple, dans la dernière décennie, il y a eu d'importantes réductions dans les émissions de SO_2 en Amérique du Nord. Dans le sud-est du Canada, ces réductions ont donné lieu à une diminution générale des concentrations de $SO_4^=$ dans les précipitations, mais aussi à une augmentation compensatoire relativement plus faible du pH (souvent attribuée à une diminution parallèle des concentrations de cations basiques). De même, les lacs dans les régions touchées du sud-est du Canada manifestent généralement des tendances à la baisse concernant le $SO_4^=$ en réaction aux réductions dans les émissions, mais, jusqu'à présent, leur pH ou leur alcalinité n'augmente pas pour la peine. Les seules exceptions à ces observations sont les lacs avoisinant les fonderies qui ont énormément réduit leurs émissions.

Dans l'est des États-Unis, les dépôts humides et secs de soufre (et l'acidité qui en résulte) ont aussi diminué à la suite des réductions dans les émissions de SO_2 (Butler *et al.*, 2001; Likens *et al.*, 2001; Dutkiewicz *et al.*, 2000; Lynch *et al.*, 2000; Shannon, 1999). De fortes corrélations, presque linéaires, entre les réductions à grande échelle dans les émissions de SO_2 et les importantes réductions dans les concentrations de $SO_4^=$ dans les précipitations ont été signalées pour le nord-est des États-Unis, l'une des régions les plus touchées par les dépôts acides (Butler *et al.*, 2003). Quelques-unes des plus importantes réductions dans les dépôts humides de $SO_4^=$ se sont produites dans la région centrale des Appalaches, y compris au Maryland, dans l'État de New York, en Virginie-Occidentale, en Virginie et presque partout en Pennsylvanie. Les dépôts humides de $SO_4^=$ ont diminué de plus de 8 kilogrammes/ hectare (kg/ha) comparativement à ceux qui avaient été observés au début des années 1990 dans la plus grande partie de la vallée de l'Ohio et le nord-est des États-Unis. D'autres réductions moins considérables ont été observées dans une grande partie de la Nouvelle-Angleterre, certaines parties du sud de la région des Appalaches et dans le Midwest, surtout en Indiana et en Illinois. Ces réductions sont principalement attribuées à la réduction du $SO_4^=$ présent dans les sources d'émissions situées dans la vallée de l'Ohio après la mise en vigueur du *Titre IV* des modifications apportées en 1990 au *Clean Air Act*. La surveillance de l'eau douce dans les lacs et les cours d'eau de l'est des États-Unis indique des améliorations mesurables dans la composition chimique de l'eau de surface (diminution des concentrations de $SO_4^=$ et de l'acidité) qui ont eu lieu en même temps que les réductions dans les dépôts de $SO_4^=$ (Stoddard *et al.*, 2003).

Dans trois des cinq régions étudiées, un quart à un tiers des lacs et des cours d'eau précédemment touchés par les pluies acides ne sont plus acides, même s'ils sont très vulnérables aux changements futurs dans les dépôts. Dans d'autres régions, les signes de rétablissement ne sont pas encore évidents, ce qui porte à croire que des réductions supplémentaires aideront à accélérer le rétablissement de l'écosystème. L'accroissement de la capacité de neutralisation de l'acidification des eaux de surface, un indicateur du rétablissement de l'écosystème aquatique, était évident dans trois des régions (les Adirondacks, le nord du plateau appalachien et le Haut-Midwest), mais cette capacité est demeurée inchangée en Nouvelle-Angleterre ainsi que dans la région du Ridge/Blue Ridge dans le sud-est des États-Unis.

Un examen de l'état de la science des dépôts acides au Canada, réalisé en 1997, porte à croire qu'une réduction de 75 % dans les émissions de SO_2, supérieure à celle convenue dans l'Accord Canada–États-Unis sur la qualité de l'air conclu en 1991, est nécessaire pour atténuer les effets des dépôts acides sur les écosystèmes de l'est du Canada. De récentes évaluations de la science des dépôts acides aux États-Unis ont permis de conclure que des réductions dans les dépôts de SO_4^-, supérieures à celles du SO_2 indiquées dans le *Titre* IV, sont nécessaires pour empêcher les écosystèmes aquatiques de se détériorer davantage dans le sud-est et d'assurer le rétablissement des écosystèmes dans le nord-est.

CHAPITRE 3

OBSERVATIONS DU MILIEU AMBIANT DANS LES RÉGIONS FRONTALIÈRES

3.1 CONCENTRATIONS ET TENDANCES DES $P_{2,5}$

3.1.1 Observations intégrées entre le Canada et les États-Unis.

Les concentrations de particules et de leurs précurseurs sont mesurées et signalées partout aux États-Unis et au Canada. Les méthodes de mesure varient entre les deux pays, mais lorsqu'il a été possible de le faire dans la présente évaluation, on a tenté de tenir compte des différences de méthodes et de réunir les résultats des mesures afin de donner une idée plus complète des concentrations de particules dans les régions frontalières. La figure 3.1 montre les concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ dans les sites canadiens munis d'échantillonneurs dichotomiques et les sites américains utilisant la méthode de référence fédérale (FRM). Les concentrations annuelles de $P_{2,5}$ sont aussi élevées que 18 µg/m³ dans le nord-est des États-Unis, mais elles sont habituellement plus faibles que 12 µg/m³ dans les États du centre. La carte binationale de la figure 3.1 montre qu'il existe peu de sites de surveillance au nord de la frontière canado-américaine en raison des différences de fréquence d'échantillonnage entre les deux pays.

Lorsque les observations horaires canadiennes faites au moyen d'une TEOM sont incluses dans la base de données, un tableau plus détaillé des concentrations ambiantes peut être obtenu. La figure 3.2 indique les valeurs du 98e centile pour les années 2000 à 2002. De nouveau, le nord-est des États-Unis est une région où les concentrations ambiantes de $P_{2,5}$ sont élevées, car les valeurs du 98e centile sont supérieures à 30 µg/m³ dans la plupart des sites. Au Canada, ces concentrations sont généralement plus faibles, même si elles ont été supérieures à 30 µg/m³ dans plusieurs régions du pays au cours des années 2000 à 2002, notamment dans le corridor Windsor-Québec.

Les tendances temporelles des concentrations de SO_2 gazeux, de particules de SO_4^-, de particules de NH_4^+ et de nitrates totaux (HNO_3 + NO_3^-) ont été examinées dans un certain nombre de sites ruraux et éloignés de l'est des États-Unis et du Canada de 1989 à 2002 (figures 3.3 et 3.4). Les mesures canadiennes ont été effectuées par le Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (RCSAP), et les

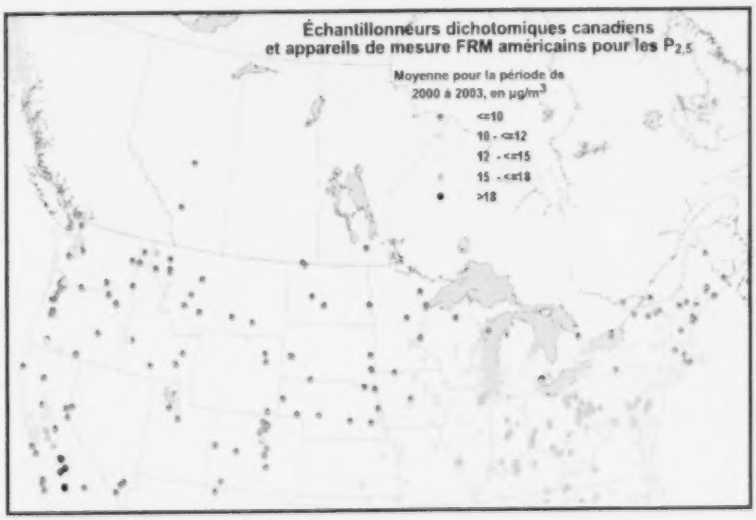


Figure 3.1 - Concentration annuelle moyenne de $P_{2,5}$ dans les sites canadiens munis d'échantillonneurs dichotomiques et les sites américains utilisant des appareils de mesure FRM dans la région frontalière pour les années 2000-2003 où des données ont été recueillies.

(Remarque : Les sites canadiens indiquent les résultats pour les années 2000-2002; les sites n'incluent pas tous trois années complètes de données.)

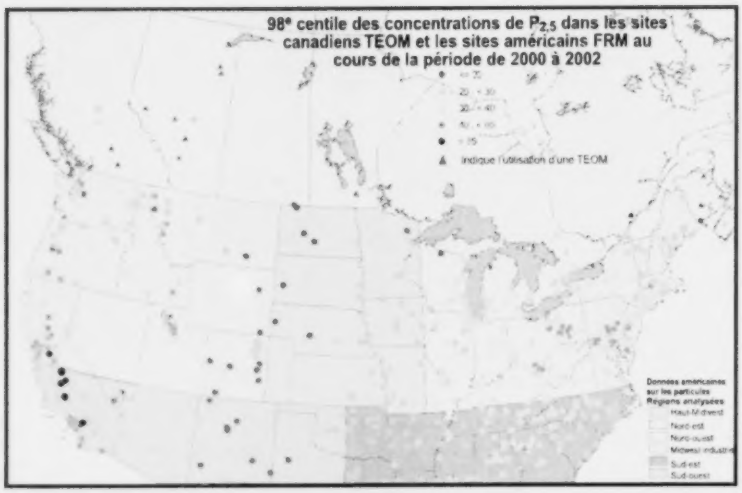


Figure 3.2 - 98e centile des concentrations de $P_{2,5}$ dans les sites canadiens TEOM et les sites américains FRM pour les années 2000 à 2002 où des données ont été recueillies.

(Remarque : Les sites canadiens n'incluent pas tous trois années complètes de données.)

mesures américaines, par le Clean Air Status and Trends Network (CASTNet). Les deux réseaux utilisent une technique semblable d'échantillonnage à cartouche filtrante, mais les mesures canadiennes sont des concentrations quotidiennes moyennes, tandis que les mesures américaines sont des concentrations hebdomadaires moyennes. Cette différence n'influe pas pour la peine sur la comparabilité des tendances. Les tendances temporelles indiquées dans les figures ont été produites au moyen d'une technique de lissage par noyau. Cette technique utilise un agent de lissage consistant en une moyenne mobile pondérée. La fonction de pondération a une valeur maximale au centre de la fenêtre de données mobiles et une valeur nulle sur les côtés de la fenêtre.

La figure 3.3 montre les tendances temporelles du SO_2 et des particules de $SO_4^=$ dans sept sites du CASTNet et six sites du RCSAP durant la période de 1989 à 2002. Les concentrations les plus élevées de SO_2 et de $SO_4^=$ sont observées dans les régions où il y a de fortes émissions de SO_2 (en Indiana, en Ohio et en Pennsylvanie), tandis que les concentrations les plus faibles sont enregistrées dans les régions les plus au nord et les plus à l'est du Canada, à des endroits éloignés des principales régions sources des émissions. En concordance avec l'importante réduction des émissions de SO_2 dans l'est de l'Amérique du Nord pendant les années 90, tous les sites canadiens et américains ont connu une diminution marquée des concentrations ambiantes de SO_2 et de $SO_4^=$ du début à la fin des années 90. Dans la plupart des sites, les lignes de tendances du $SO_4^=$ et du SO_2 se suivent étroitement, et les deux espèces ont commencé leur tendance à la baisse vers les années 1989 à 1991. Toutefois, à certains endroits (Vincennes, IN, Deer Creek, OH, et Prince Edward, VA), la diminution des concentrations de $SO_4^=$ s'est produite deux ou trois ans plus tard que celle des concentrations de SO_2. La raison en est peut-être l'étroite proximité des sources avec les émissions qui diminuaient rapidement, tandis que les concentrations des particules de $SO_4^=$ ne diminuaient peut-être pas aussi rapidement à cause des distances relativement grandes entre les sources et les récepteurs. Les tendances du SO_2 et du $SO_4^=$ dans les sites canadiens plafonnent généralement vers les années 1998 à 2000, tandis que la plupart des sites américains continuent de connaître une tendance à la baisse et que les concentrations de $SO_4^=$ plafonnent dans quelques sites seulement.

Les tendances des concentrations de particules de NH_4^+ et de NO_3^- total sont indiquées dans la figure 3.4 pour la même période de temps, soit de 1989 à 2002. On entend ici par NO_3^- total la somme du HNO_3 gazeux et des particules de NO_3^-, qui sont tous deux des produits de la réaction avec les NO_x. La figure 3.4 indique que les concentrations de particules de NH_4^+ au Canada sont demeurées à peu près constantes pendant toute la période, tandis qu'elles ont généralement diminué aux États-Unis du début à la fin des années 90. Les concentrations d'ammonium ont été beaucoup plus élevées aux États-Unis qu'au Canada, si l'on fait exception du site de Longwoods,

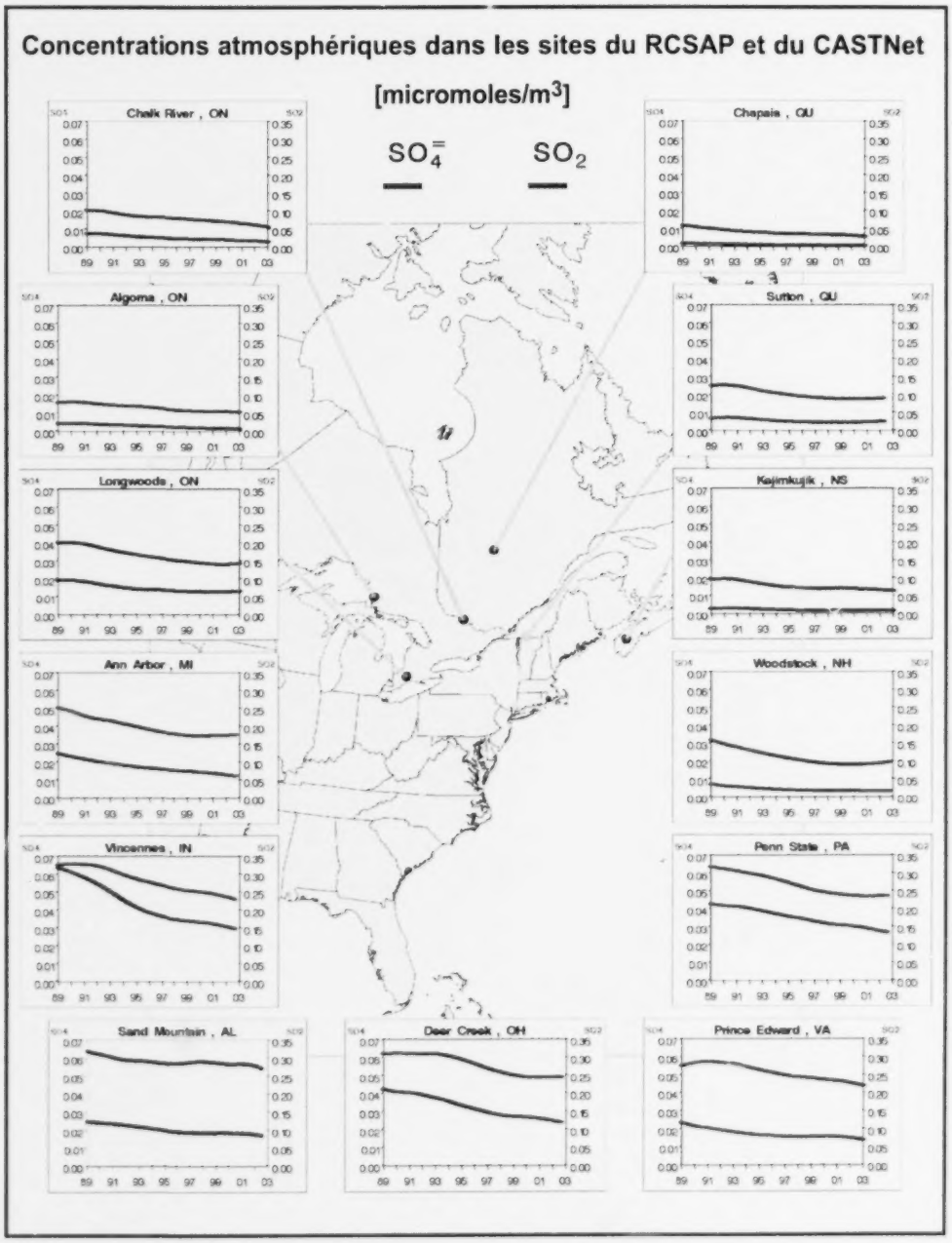


Figure 3.3 - Tendances à long terme du SO_2, un gaz précurseur (en vert), et des particules de $SO_4^=$ (en bleu) dans les sites ruraux du RCSAP et du CASTNet, de 1989 à 2002

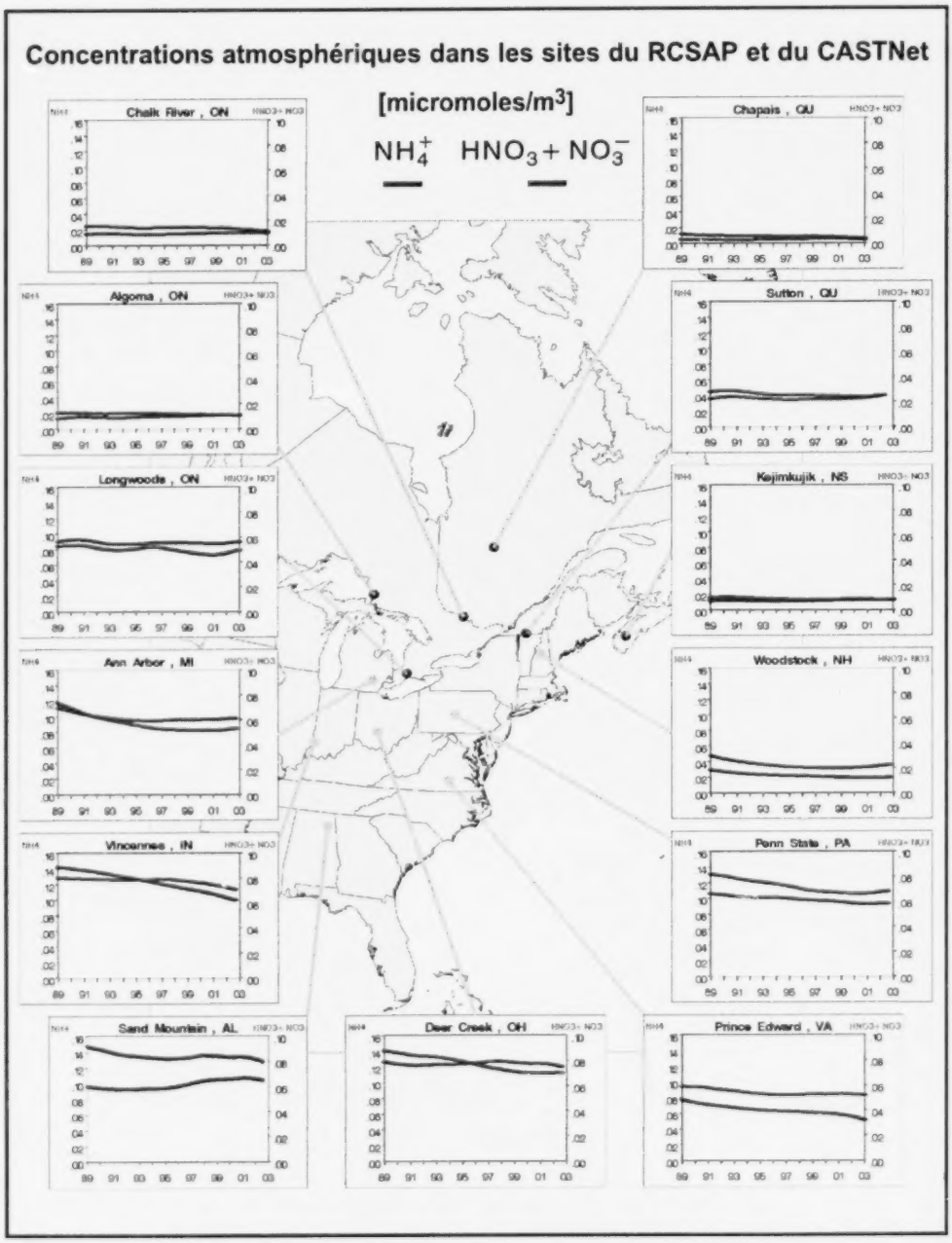


Figure 3.4 : Tendances du nitrate total (HNO_3 gazeux et particules de NO_3^-) (en vert) et des particules de NH_4^+ (en bleu) dans les sites ruraux du RCSAP et du CASTNet, de 1989 à 2002.

qui se trouve dans une importante région agricole du sud-ouest de l'Ontario produisant beaucoup d'émissions de NH_3.

Dans tous les sites canadiens, les concentrations de NO_3^- total sont demeurées à peu près constantes pendant la période de 1989 à 2002. Dans les sites canadiens, elles étaient aussi plus faibles que dans les sites américains pendant toute la période de mesure. Par contre, les tendances dans les sites américains n'étaient pas uniformes et variaient d'un site à l'autre; dans quelques-uns, les concentrations étaient plus élevées vers la fin des années 90 comparativement au début de cette période, dans d'autres, les concentrations ont diminué vers la fin des années 90, et dans d'autres encore, on n'a constaté aucun changement. La variabilité des tendances dans les sites américains dénote peut-être des changements dans les émissions de NO_x provenant de sources de peu à moyennement éloignées, tandis que les tendances dans les sites canadiens peuvent indiquer que les émissions de NO_x proviennent de sources plus éloignées.

3.1.2 Canada

Les données sur les $P_{2,5}$ ont généralement une distribution statistique fortement asymétrique caractérisée par un grand nombre de faibles valeurs et un petit nombre de valeurs élevées. Il a été démontré que la précision des valeurs moyennes et maximales annuelles décroît en même temps que la fréquence d'échantillonnage diminue. Par conséquent, les valeurs moyennes et extrêmes des mesures des $P_{2,5}$ faites par les échantillonneurs dichotomiques du RNSPA (Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique) sont généralement plus faibles parce que l'échantillonnage a lieu un jour sur six. On a estimé que les erreurs dans les moyennes annuelles du RNSPA étaient d'environ 10 % et que celles dans les valeurs maximales annuelles variaient entre 30 et 50 % (GTOLDQA, 1999). Les valeurs extrêmes de la queue des distributions statistiques présentent souvent un intérêt particulier parce qu'elles sont souvent associées à des épisodes de concentration élevée des particules.

La figure 3.5 montre la tendance de la masse médiane annuelle des $P_{2,5}$ dans 11 sites urbains du RNSPA au Canada, de 1984 à 2002. Dans l'ensemble, il existe une faible tendance à la baisse de la masse médiane des $P_{2,5}$ au fil du temps, même si les valeurs du 98e centile ont diminué de façon appréciable. Toutefois, les données recueillies entre 1984 et le milieu des années 90 indiquent une tendance à la

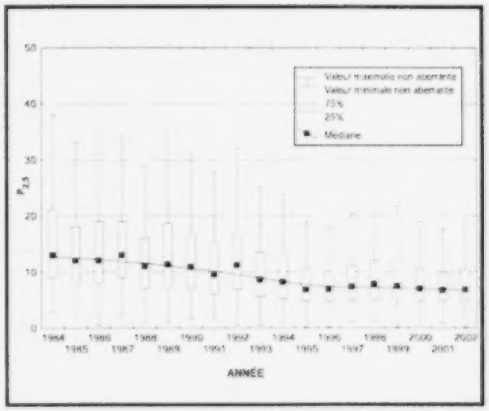


Figure 3.5 - Tendance de la médiane annuelle des $P_{2,5}$, de 1984 à 2002 (médiane, 75e et 25e centiles). Les données proviennent d'échantillonneurs dichotomiques.

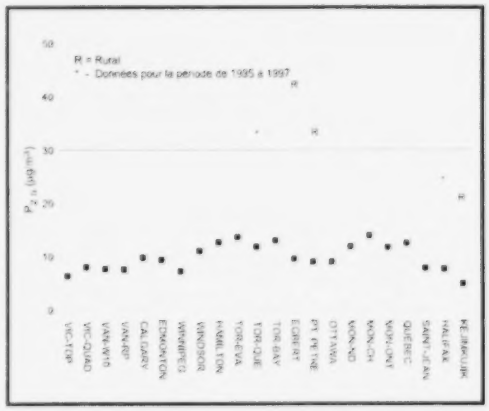


Figure 3.6 - Moyenne pour trois ans, 10e et 98e centiles des concentrations de $P_{2,5}$, de 1997 à 1999. (Exception faite des sites marqués d'un astérisque (*), pour lesquels la période s'étend de 1995 à 1997. La ligne continue indique le standard pancanadien actuel (SPC) pour les $P_{2,5}$, soit 30 µg/m³, exprimé en moyenne pour trois ans des valeurs pour 24 heures du 98e centile. Les données de Victoria sont jugées incomplètes. Les données proviennent d'échantillonneurs dichotomiques.

baisse; par après, la masse médiane des $P_{2,5}$ est relativement stable. Les raisons de ces tendances ne sont pas entièrement évidentes, mais la diminution précédemment observée dans les données enregistrées peut être due aux réductions du SO_2 qui se sont produites vers la fin des années 80 et au début des années 90 en raison des programmes de lutte contre les pluies acides (voir la figure 3.3).

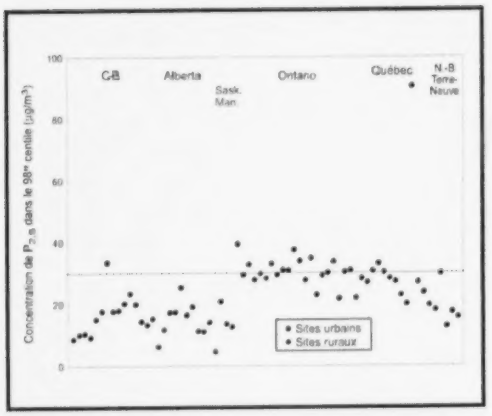


Figure 3.7 - Le 98e centile des concentrations canadiennes de $P_{2,5}$ pendant 24 heures en 2001. Les sites sont indiqués d'ouest en est. La ligne continue représente l'objectif numérique du standard pancanadien, soit 30 µg/m³. Les données proviennent d'échantillonneurs en continu utilisant une TEOM.

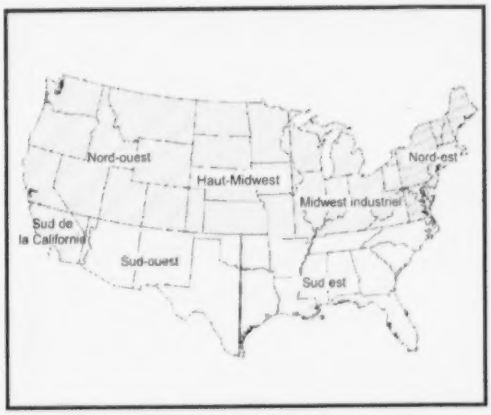


Figure 3.8 - Régions américaines ayant servi à l'analyse des données.

La figure 3.6 montre les moyennes des $P_{2,5}$ au Canada pour trois ans, soit de 1997 à 1999. Les concentrations du 98e centile variaient entre un minimum de 16,5 µg/m³, dans un site à Victoria, et un maximum de 40 µg/m³ à Egbert, Ontario. Les données de mesure indiquent que, dans l'est du Canada, les concentrations de $P_{2,5}$ dans les sites urbains et ceux qui sont « sous l'effet de sources ponctuelles » sont généralement plus élevées que dans les sites ruraux et éloignés. Cette tendance a aussi été observée en Alberta par Cheng *et al.* (2000). Toutefois, dans les sites ruraux, les concentrations de $P_{2,5}$ peuvent aussi être très élevées pendant les épisodes importants de pollution par les particules, et elles sont souvent comparables à celles observées en milieux urbains.

La figure 3.7 présente les valeurs des concentrations de $P_{2,5}$ pendant 24 heures du 98e centile pour un an en 2001 qui satisfaisaient au critère d'intégralité de 75 % des données du RNSPA (ou dont le 98e centile était >30 µg/m³ conformément au document sur les standards pancanadiens) et qui sont indiquées d'ouest en est. En 2001, les valeurs du 98e centile étaient plus élevées que 30 µg/m³ (voir la ligne rouge de la figure) dans 17 sites. Tous ces sites étaient urbains, à l'exception du site rural de Simcoe, en Ontario. À l'extérieur de l'Ontario et du Québec, seul le site de Prince George a enregistré une valeur du 98e centile plus élevée que 30 µg/m³.

3.1.3 États-Unis

Depuis 1999, l'EPA et les États utilisent un réseau national pour mesurer les concentrations de $P_{2,5}$. Des résumés allant jusqu'à la fin de 2002 et fondés sur des données accessibles au public provenant de l'Air Quality System (AQS) de l'EPA en date d'avril 2003 sont ici présentés. Des données sur les $P_{2,5}$ provenant du réseau IMPROVE (Interagency Monitoring of Protected Visual Environments) sont aussi présentées. Bon nombre de résumés de données sont présentés par région, comme l'indique la figure 3.8, pour permettre de comprendre les différences possibles des caractéristiques des particules dans différentes parties des États-Unis. Quatre de ces régions avoisinent le Canada.

À la suite de l'établissement de nouvelles normes du milieu ambiant pour les $P_{2,5}$ en 1997, l'EPA américaine a déployé des efforts à l'échelle nationale pour installer et mettre en service plus de 1 000 appareils de mesure des $P_{2,5}$. L'EPA a analysé les données recueillies par ce réseau de 2000 à 2002. On a vérifié l'intégralité des données des appareils de mesure afin d'éviter les écarts saisonniers. Pour être inclus dans ces analyses, un appareil devait enregistrer au moins une année complète de données, soit quatre, huit ou 12 périodes consécutives pendant chacune desquelles 11 observations ou plus avaient été faites.

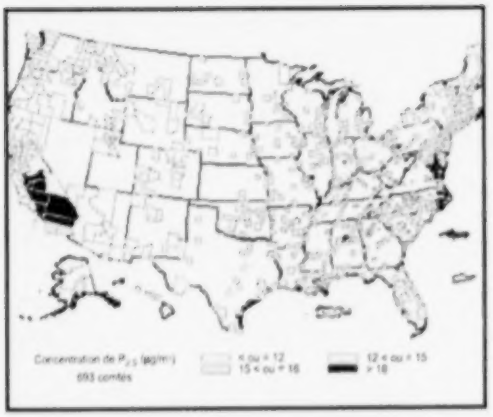


Figure 3.9 - À l'échelle des comtés, concentrations maximales annuelles moyennes de $P_{2,5}$, dont la moyenne a été calculée sur une période de trois ans, de 2000 à 2002.

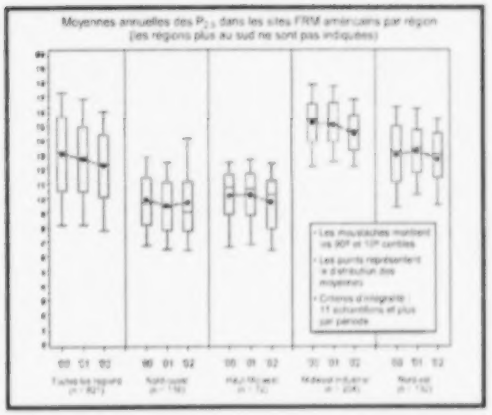


Figure 3.10 - Moyennes annuelles des $P_{2,5}$ dans les sites FRM américains, par région, sur une période de trois ans, soit de 2000 à 2002. La boîte indique l'intervalle interquartile, la ligne dans le milieu est la médiane, les moustaches montrent les 90e et 10e centiles, et les points représentent la distribution des moyennes.

3.1.3.1 *Variations spatiales des concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ et des concentrations annuelles du 98e centile aux États-Unis*

La figure 3.9 est une carte nationale indiquant, à l'échelon des comtés, les concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ mesurées par le réseau américain de sites FRM. L'appareil ayant enregistré la plus forte concentration dans chaque comté contrôlé sert à représenter la valeur dans ce comté. La carte et les tracés en boîte montrent que, à bien des endroits dans l'est des États-Unis et en Californie, les concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ dépassaient 15 µg/m³.

Les concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ étaient supérieures à 18 µg/m³ dans plusieurs régions urbaines de l'est des États-Unis, y compris Atlanta, Birmingham, Chicago, Cincinnati, Cleveland, Détroit, Indianapolis, Knoxville, Louisville, Pittsburgh et St. Louis. À Los Angeles et dans la vallée centrale de la Californie, les concentrations étaient aussi supérieures à 18 µg/m³. À certains endroits dans les régions du Haut-Midwest, du sud-ouest et du nord-ouest des États-Unis, les concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ étaient généralement moins élevées et inférieures pour la plupart à 12 µg/m³.

3.1.3.2 *Moyennes annuelles des $P_{2,5}$ dans les sites FRM américains, par région*

Dans les régions du nord des États-Unis, les concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ varient entre environ 6 et 18 µg/m³, et la médiane est aux alentours de 13 µg/m³. Les 98e centiles de la distribution des concentrations moyennes de 24 heures varient entre environ 8 et 94 µg/m³, et la médiane est aux alentours de 33 µg/m³. La figure 3.10 montre trois années de concentrations annuelles moyennes dans les sites FRM, soit de 2000 à 2002. La plupart des sites FRM sont urbains (« urbains et de banlieue »), selon les définitions de l'AQS; les sites FRM prélèvent des échantillons chaque jour, tous les trois jours ou tous les six jours, et la plupart des mesures sont faites tous les trois jours.

Le graphique à l'extrême gauche dans la figure 3.10 montre les trois années de données pour tous les sites des États-Unis (quelle que soit la région), et les quatre autres graphiques indiquent les régions du nord des États-Unis avoisinant le Canada. Les concentrations de $P_{2,5}$ ont diminué de 7 % environ dans tout le pays, sauf dans le nord des États-Unis. À l'exception du Midwest industriel, la courbe des concentrations dans les régions du nord a été beaucoup plus plate. Les concentrations moyennes de $P_{2,5}$ sont plus faibles que les moyennes américaines dans toutes les régions du nord, sauf dans le Midwest industriel (Détroit, Cleveland).

3.1.3.3 *Moyennes annuelles des $P_{2,5}$ dans les sites FRM américains à moins de 300 km de la frontière, par région*

La figure 3.11 illustre les sites FRM américains qui se trouvent à moins de 300 km de la frontière canadienne. Cette limite a été recommandée à la suite de

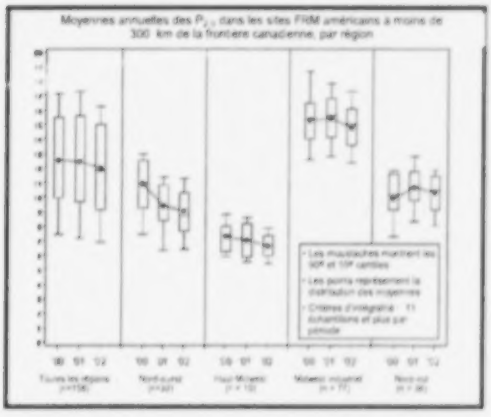


Figure 3.11 – Moyennes annuelles des $P_{2,5}$ dans les sites FRM américains à moins de 300 km de la frontière canadienne, par région, sur une période de trois ans, soit de 2000 à 2002

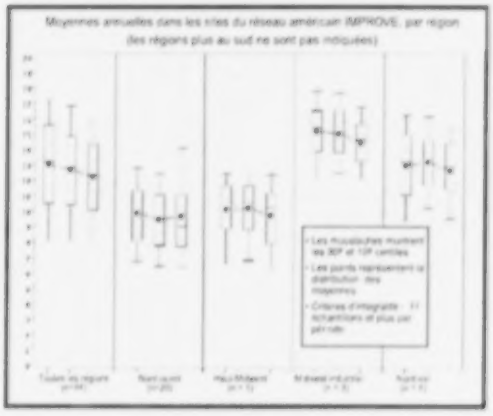


Figure 3.12 – Concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ dans les sites ruraux du réseau américain IMPROVE, par région

diverses analyses de distance de corrélation, de rétrotrajectoires et d'attribution des sources. Le graphique à l'extrême gauche montre les concentrations de $P_{2,5}$ dans tous les sites américains à moins de 300 km de la frontière. Cette figure inclut tous les sites des quatre graphiques à la droite (sauf un) parce qu'aucune des régions « du sud » n'a des points aussi rapprochés. L'exception est un site (Alaska) qui n'est pas inclus dans une région, mais qui satisfait au critère d'intégralité. La courbe des concentrations moyennes de $P_{2,5}$ dans tous les sites (à moins de 300 km) est relativement plate, et le Midwest industriel est le principal élément du graphique pour « toutes les régions » puisqu'on y trouve environ la moitié des 158 sites. Dans les sites du nord-ouest, on a constaté pour la période de 2000 à 2002 une forte diminution (des concentrations moyennes de $P_{2,5}$), soit de 22 %. Dans les dix sites les plus rapprochés de la frontière canadienne, cette moyenne diminue de 10 %.

3.1.3.4 *Moyennes annuelles des $P_{2,5}$ dans les sites du réseau américain* IMPROVE, *par région*

La figure 3.12 montre les moyennes annuelles américaines des $P_{2,5}$ dans les sites ruraux du réseau IMPROVE pour les années 2000 à 2002. Les concentrations de $P_{2,5}$ sont relativement les mêmes pendant les trois années, mais elles augmentent légèrement en 2001 (sauf dans la région du nord-ouest). Dans les trois sites du Midwest industriel, les concentrations annuelles moyennes ont diminué de 1998 à 2001. Dans les sites du nord-ouest et du Haut-Midwest, ces concentrations concordent avec les moyennes nationales (dans les sites du réseau IMPROVE). Dans les deux régions de l'est, notamment dans le Midwest industriel, les concentrations sont plus élevées en moyenne que dans les autres sites.

3.1.3.5 *Moyennes annuelles et 98es centiles sur trois ans (de 2000 à 2002) des concentrations de $P_{2,5}$ dans les sites* FRM *américains à moins de 200 km de la frontière canadienne*

La figure 3.13 montre la moyenne des 98es centiles (triangles) et les concentrations annuelles moyennes (points) sur trois ans des $P_{2,5}$ dans les sites « frontaliers ». Les données des sites FRM sont pour les années 2000 à 2002. Le critère de la distance « à moins de 200 km de la frontière » est utile pour indiquer les relations tout en éliminant les importants fouillis observés dans les figures lorsque la distance à la frontière est augmentée. Les sites sont indiqués (de gauche à droite) d'ouest en est, tandis que les lignes verticales séparent les régions. Le premier site (à l'extrême gauche) dans le nord-ouest se trouve réellement en Alaska (région non définie). La ligne horizontale à 15 µg/m^3 correspond à la norme annuelle nationale des États-Unis de qualité de l'air ambiant pour les $P_{2,5}$. Dans de nombreux sites FRM du Midwest industriel, les moyennes annuelles dépassent la norme. Dans un autre site seulement (Libby, Montana, dans le nord-ouest), la norme annuelle est dépassée. Les concentrations de $P_{2,5}$ mesurées dans les sites du réseau IMPROVE (la moyenne et le 98^e centile), même si elles ne sont pas indiquées, sont inférieures à la plupart des concentra-

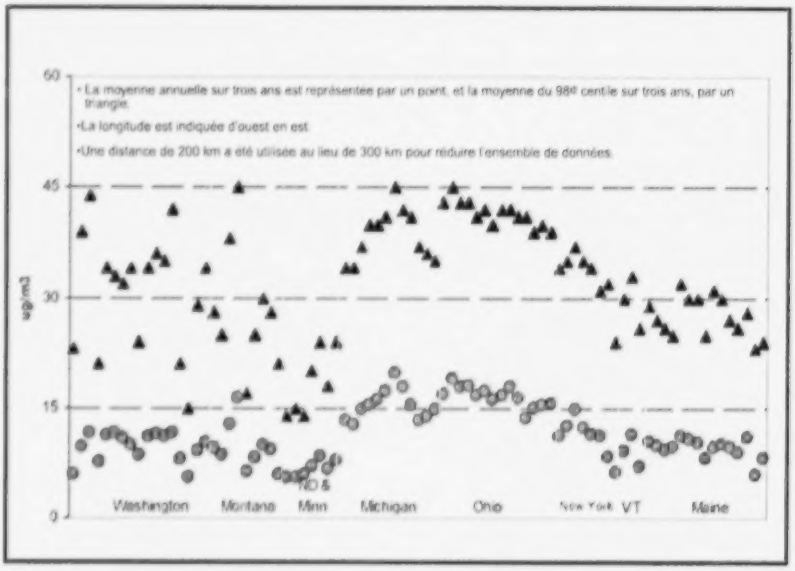


Figure 3.13 - Moyennes annuelles (points) et 98e centiles (triangles) sur 3 ans, pour la période de 2000 à 2002, dans les sites FRM américains à moins de 200 km de la frontière

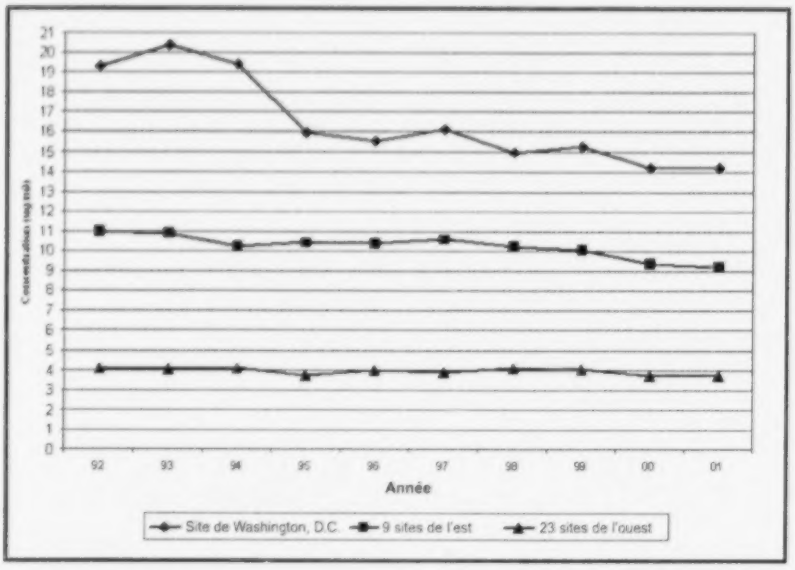


Figure 3.14 - Tendance des concentrations annuelles moyennes de $P_{2,5}$ mesurées dans les sites du réseau IMPROVE de 1992 à 2001. Pour être inclus, les sites doivent avoir de huit à dix années valables de données; les chiffres pour les années manquantes sont interpolés. La masse mesurée représente la mesure par le filtre.

tions mesurées dans les sites FRM, comme on peut s'y attendre en comparant les sites ruraux et urbains.

3.1.3.6 *Tendances à long terme des* $P_{2,5}$

La figure 3.14 montre la tendance à long terme composée (de 1992 à 2001) dans neuf sites de l'est, 23 sites de l'ouest et un site urbain à Washington, D.C., qui font tous partie du réseau IMPROVE. Dans les sites ruraux de l'est, les concentrations de $P_{2,5}$ ont diminué d'environ 16 % de 1992 à 2001. Dans les sites ruraux de l'ouest, ces concentrations ont diminué d'environ 10 % au cours de la même période. Dans le site de Washington, D.C., la concentration annuelle moyenne des $P_{2,5}$ en 2001 était d'environ 30 % moins élevée que la concentration maximale pour dix ans enregistrée en 1994.

3.2 CARACTÉRISATION AMBIANTE DES $P_{2,5}$

3.2.1 Canada

Il existe d'importantes différences dans la composition chimique des particules au Canada qui résultent des différences dans les sources contributives. En vue de gérer efficacement l'émission et la formation des particules, de récents travaux ont tenté de déterminer leur composition chimique dans les sites urbains (Brook *et al.*, 1997 et 1999, Brook et Dann, 1999). L'analyse des $P_{2,5}$ prélevées dans 14 villes du Canada indique la présence de sept importantes fractions chimiques (figure 3.15). Si on les classe approximativement par ordre décroissant d'importance, ces fractions sont les suivantes : « indéterminée » (on présume généralement qu'il s'agit de carbone noir et organique), $SO_4^=$, NH_4^+, sol, NO_3^-, chlorure de sodium (NaCl) et « autre » (on croit qu'il s'agit des principaux ions, des métaux et peut-être de l'eau, qui n'ont pas été inclus dans les autres composants).

La figure 3.16 montre la contribution du $SO_4^=$, du NO_3^-, du NH_4^+ et de la masse carbonée totale (MCT) aux concentrations de $P_{2,5}$ au Canada. La MCT comprend une grande partie des $P_{2,5}$ au Canada, tout comme le $SO_4^=$, le NO_3^- et le NH_4^+.

Dans ces figures, la MCT est calculée comme suit :

[Masse de carbone organique (MCO) + carbone noir (CN)]

La MCO est la valeur du carbone organique (CO) corrigée pour le témoin et multipliée par 1,40 pour convertir le CO en MCO. Les concentrations crustales sont calculées par la méthode IMPROVE.

La composition des $P_{2,5}$ varie selon la saison et a été étudiée dans un site rural (Egbert, Ontario) pendant des épisodes de « forte pollution par les particules » en hiver et en été (figure 3.17). Au cours de l'épisode d'hiver, les sept principales fractions de $P_{2,5}$, par ordre décroissant d'importance, ont été le NO_3^-, le NH_4^+, le $SO_4^=$, les composés organiques du carbone, le carbone noir, le sol et les autres (les principaux ions et les métaux non inclus dans les autres composants). Pendant l'épisode d'été, les sept principales fractions, par ordre décroissant de taille, ont été

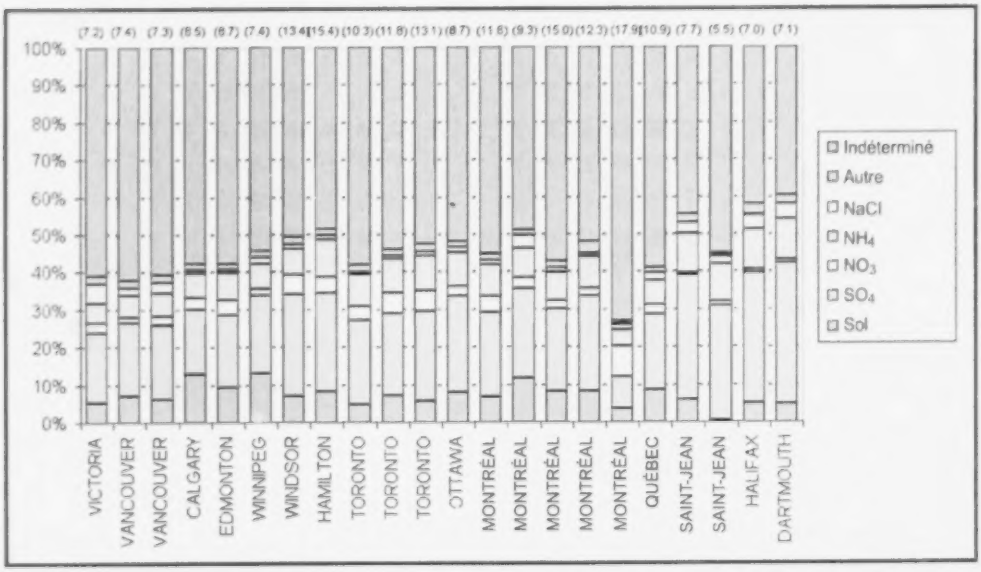


Figure 3.15 - Composition chimique fractionnée des $P_{2,5}$ dans divers sites urbains, fondée sur les données des échantillonneurs dichotomiques du RNSPA pour la période de 1995 à 1998 (Les valeurs entre parenthèses sont les concentrations massiques moyennes exprimées en µg/m3. On présume que la fraction « indéterminée » comprend du carbone noir et organique. La fraction « autre » comprend les principaux ions, les métaux et peut-être l'eau, qui n'ont pas été inclus dans les autres composants.)

Figure 3.1b - Données sur les espèces de $P_{2,5}$ pour les sites du RNSPA au Canada pendant la période allant de septembre 2001 à août 2002. La taille des graphiques en secteurs indique la concentration moyenne de $P_{2,5}$ pour la période de temps évaluée.

le $SO_4^=$, le NH_4^+, les composés organiques du carbone, le carbone noir, le sol, les autres et le NO_3^-. Ces données portent à croire que les conditions épisodiques dans ce site rural sont dictées par la formation secondaire de NO_3^- pendant l'hiver et la formation secondaire de $SO_4^=$ pendant l'été. Outre les différences observées dans la composition des $P_{2,5}$ d'une saison à l'autre, on croit qu'il existe d'importantes différences dans la composition des particules entre les sites urbains et ruraux. Dans les échantillons de $P_{2,5}$ provenant de sites urbains au Canada, en moyenne, les fractions de carbone noir et organique sont plus élevées, et les fractions de $SO_4^=$ et de NO_3^- sont moins élevées que dans les sites ruraux. En général, on dit que la raison en est la contribution accrue du secteur des sources mobiles (y compris les véhicules routiers, non routiers et diesel) dans les milieux urbains.

3.2.1.1 *Composition chimique de la fraction organique des* $P_{2,5}$

On estime que, comparativement aux produits d'oxydation des COV, le carbone primaire est un composant plus important de la masse organique dont la composition chimique est connue dans les mesures. Jusqu'à présent, il est possible d'identifier seulement de 10 à 20 % des espèces organiques faisant partie de la fraction totale du carbone organique; toutefois, les techniques de mesure de cette fraction évoluent. Actuellement, les données de mesure sont insuffisantes pour savoir si la partie non identifiée de la masse organique provient des émissions directes de particules organiques, des émissions de COV qui se condensent directement sur les particules, ou de la condensation des produits d'oxydation des COV. Des

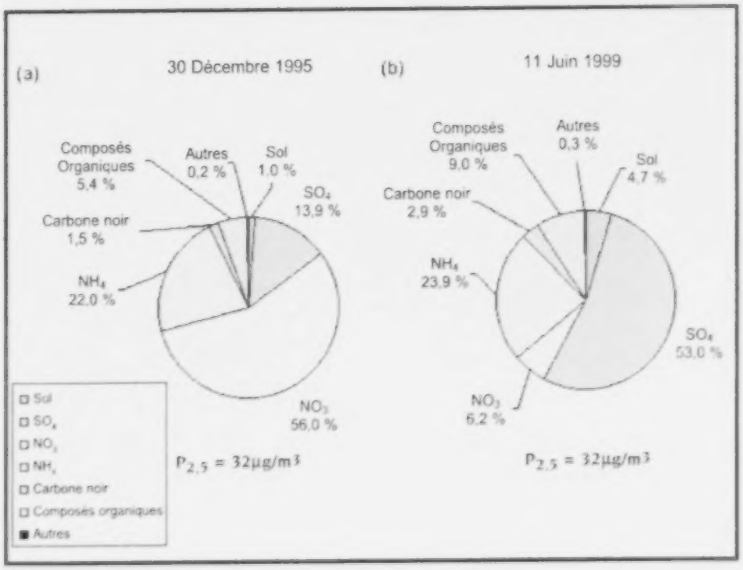


Figure 3.17 - Composition relative de la masse des $P_{2,5}$ à Egbert (Ont.) pendant a) un épisode hivernal de pollution par les $P_{2,5}$ le 30 décembre 1995, et b) un épisode estival du même genre le 11 juin 1999. (Les données proviennent du programme GAVIM (Guelph Aerosol and Visibility Monitoring) (Njedley *et al.*, 2003).)

chercheurs ont découvert que la partie identifiée de la masse organique des particules comprenait des acides organiques, des acides gras, des hydrocarbures aromatiques polycycliques, des biomarqueurs pétroliers et des alcanes à chaîne droite (Rogge *et al.*, 1993; Schauer *et al.*, 1996). Au Canada, de récents travaux ont permis d'identifier chacun de ces groupes de composés au moyen de diverses méthodes d'analyse, mais l'application de ces techniques aux données sur les milieux ambiants n'en est qu'à ses tout débuts (Blanchard *et al.*, 2002).

3.2.2 États-Unis

Les $P_{2,5}$ présentes dans l'atmosphère contiennent un grand nombre de différents composés chimiques qui varient selon l'endroit, l'heure du jour et la période de l'année. De récentes données provenant du réseau rural IMPROVE et du réseau urbain de spéciation indiquent qu'il existe des différences régionales dans la composition des $P_{2,5}$.

La figure 3.18 montre la composition de la masse annuelle moyenne des $P_{2,5}$ prélevées récemment dans plusieurs sites de neuf régions différentes. On peut y voir que le NH_4^+ est un composant distinct des $P_{2,5}$, mais qu'il est associé au $SO_4^=$ ou au NO_3^- (comme $(NH_4)_2SO_4$ ou NH_4NO_3) en proportion approximative avec la quantité de $SO_4^=$ et de NO_3^- indiquée.

En général, les particules fines dans les régions de l'est des États-Unis comprennent principalement des composés du carbone (MCT) et du $(NH_4)_2SO_4$. Dans les régions de l'ouest des États-Unis, les particules fines contiennent davantage de composés du carbone. À l'exception des sites ruraux de la région ouest du désert, les particules fines contiennent très peu de matière crustale. Le NH_4NO_3 est présent dans les aérosols urbains en plus grande quantité que dans les aérosols ruraux, notamment en Californie, mais aussi dans le Midwest industriel et le nord-est, et il indique la présence de sources de NO_x dues à la population, comme les transports et la combustion. De même, le pourcentage de carbone de la masse calculée est plus élevé dans les régions urbaines que dans les milieux ruraux environnants, et il indique la contribution de sources locales.

Les figures 3.19 et 3.20 montrent comment le $SO_4^=$, le NO_3^- et la MCT (carbone noir et organique) ainsi que d'autres composants contribuent aux concentrations de $P_{2,5}$ aux États-Unis. Ces cartes représentent l'année comportant le plus de données où l'analyse de ces dernières a été effectuée, soit de septembre 2001 à août 2002.

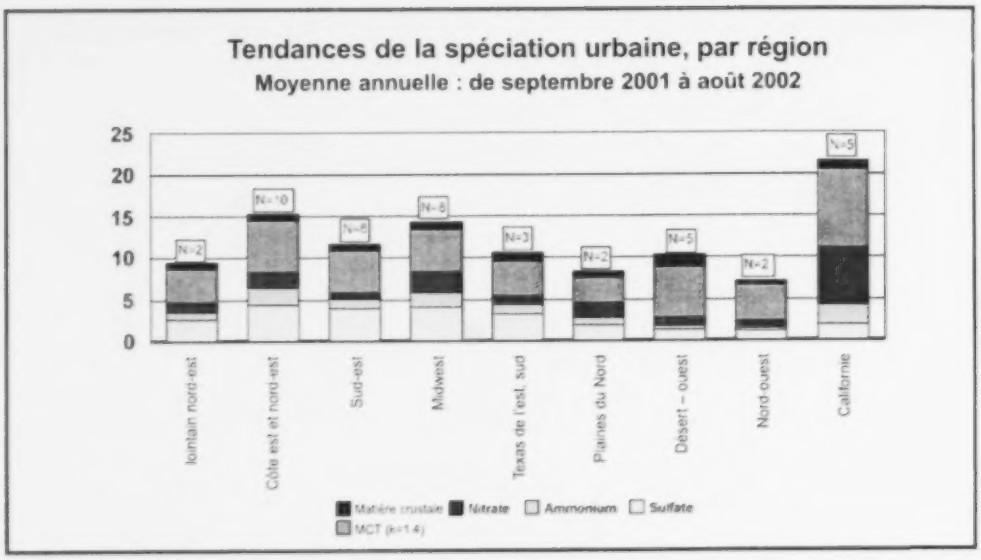


Figure 3.18 - Composition annuelle moyenne des $P_{2,5}$ aux États-Unis, par région (données urbaines provenant du Speciation Trends Network de l'EPA).

Dans la figure 3.19, les données de spéciation de l'EPA montrent que, en général, les concentrations annuelles de $P_{2,5}$ dans les sites urbains sont plus élevées que dans les sites ruraux, comme l'indique la figure 3.20. Dans les sites urbains de l'est, les $P_{2,5}$ contiennent beaucoup de MCT, de $SO_4^=$ et de NH_4^+ associé, tandis que dans ceux du Midwest et du Far West, il y a beaucoup de MCT et de NO_3^-. Ces tendances sont aussi évidentes dans les sites canadiens (figure 3.16). Toutefois, dans plusieurs sites du sud de la Californie, la fraction du NO_3^- est égale ou plus grande que celle du carbone.

Les données du réseau IMPROVE dans la figure 3.20 montrent que les concentrations de $P_{2,5}$ dans les régions rurales sont le plus élevées dans l'est des États-Unis et le sud de la Californie, comme l'indiquent les plus grands cercles. Les sulfates et le NH_4^+ qui leur est associé dominent dans l'est, et la MCT est la deuxième fraction la plus importante. Les concentrations de sulfates dans l'est sont principalement dues aux émissions de SO_2 provenant des centrales au charbon. En Californie et dans le Midwest, les $P_{2,5}$ contiennent surtout de la MCT et du NO_3^-.

Les sulfates jouent un rôle important dans l'est, le Midwest et le sud. Les nitrates contribuent à la masse des $P_{2,5}$ surtout dans le Midwest et le nord. C'est dans les sites le plus près de la frontière canadienne (les plaines du Nord et les sous-régions du nord-ouest) que la masse annuelle des $P_{2,5}$ est relativement plus faible et où l'on retrouve surtout du carbone, du $SO_4^=$ et du NO_3^-, dans cet ordre. Pour le domaine des sites étudiés, on constate aussi que ceux où la masse est la plus élevée (pour l'année en question) se trouvent sur la côte est, dans le nord-est et dans le Midwest.

La figure 3.21 montre les variations saisonnières du même regroupement de sites urbains et ruraux. Dans les milieux ruraux, le $SO_4^=$ et le carbone sont les principaux composants de la masse des $P_{2,5}$ pendant l'été, tandis que le NO_3^- et la MCT le sont pendant l'hiver. À l'automne et au printemps, on mesure des quantités transitoires de chacune des espèces comparativement aux concentrations pendant l'été et l'hiver. Il y a plus de NO_3^- au printemps qu'à l'automne et plus de MCT à l'automne qu'au printemps.

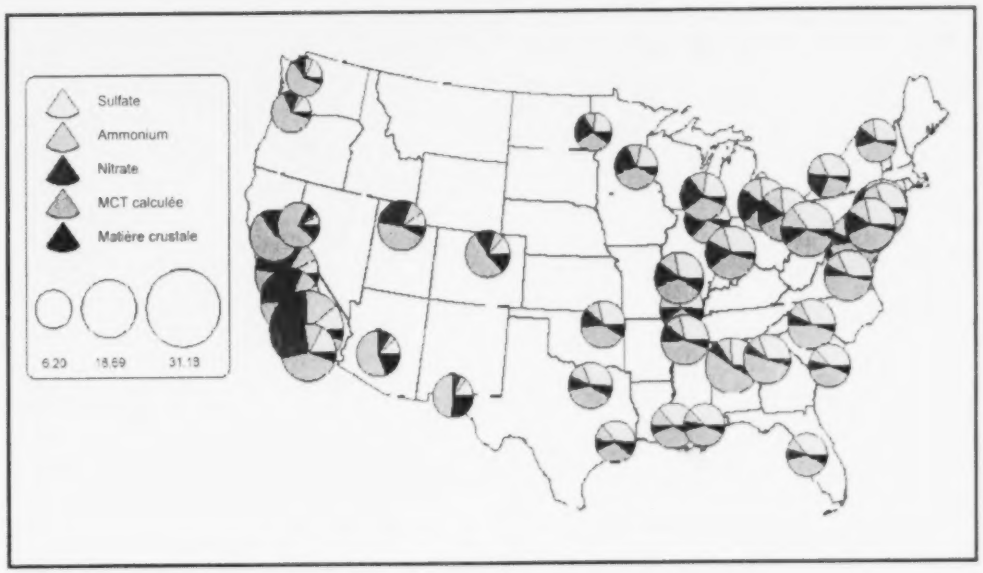


Figure 3.19 - Résumé des données urbaines de spéciation pour les $P_{2,5}$ aux États-Unis (Speciation Network de l'EPA). La taille des graphiques à secteurs indique la concentration moyenne de $P_{2,5}$ pour la période de temps évaluée

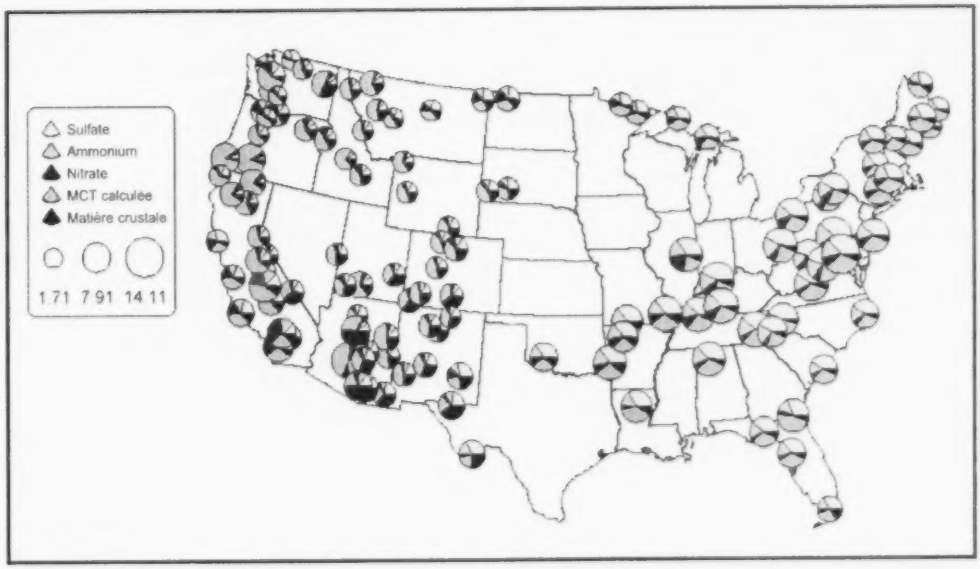


Figure 3.20 - Résumé des données rurales de spéciation (réseau IMPROVE). La taille des graphiques à secteurs indique la concentration moyenne de $P_{2,5}$ pour la période de temps évaluée

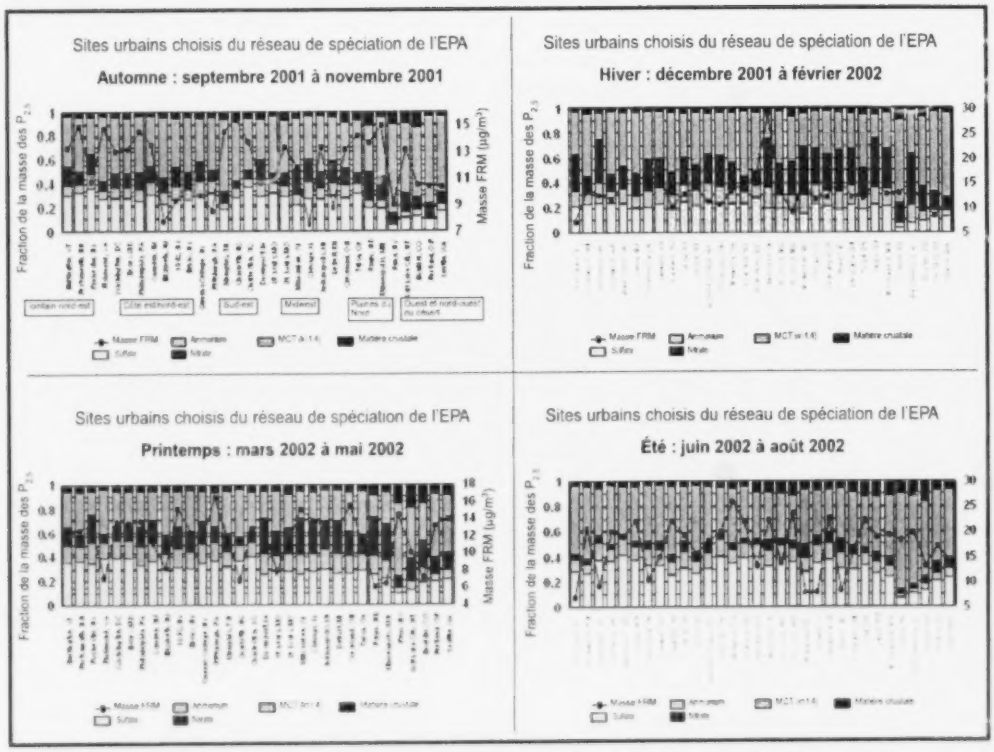


Figure 3.21 - Variation saisonnière des espèces de particules dans des milieux urbains choisis des États-Unis

Dans les régions avoisinant le Canada (le lointain nord-est, le nord-ouest et les sous-régions des plaines du Nord), le carbone et le $SO_4^=$ sont les principaux composants des aérosols de $P_{2,5}$ à l'été, à l'automne et au printemps. Pendant l'hiver, les nitrates sont un important composant dans le nord-est, et la MCT, dans le nord-ouest. La masse mesurée dans les sites FRM est le plus élevée pendant les mois d'hiver et d'été.

3.3 AMPLEUR DES DÉPÔTS DE SULFATES ET DE NITRATES

Les sulfates et les nitrates sont les produits respectifs de l'oxydation du SO_2 et des NO_x, une réaction à laquelle l'eau des nuages peut aussi prendre part. Les gouttelettes d'eau se transforment en gouttes de pluie, et les précurseurs dissous dans ces dernières sont éliminés de l'atmosphère par les précipitations. Les gouttes de pluie qui tombent peuvent absorber d'autres gaz précurseurs ainsi que des particules. Dans l'est de l'Amérique du Nord, les sulfates sont un important composant des particules fines et, en raison de leur vitesse de dépôt relativement faible, ces particules peuvent se répandre sur de vastes régions (Environnement Canada, 2001). Comme le $SO_4^=$ est un important composant des particules et possède un pouvoir acidifiant, cela explique le lien qui existe entre les particules et les dépôts acides.

3.3.1 Dépôts humides de sulfates et dépassements des charges critiques

La figure 3.22 montre les dépôts humides annuels moyens de $SO_4^=$ observés dans l'est de l'Amérique du Nord de 1996 à 2001. Leur ampleur varie entre moins de 5 kg/ha/an et plus de 25 kg/ha/an. Les dépôts humides les plus considérables sont observés dans la

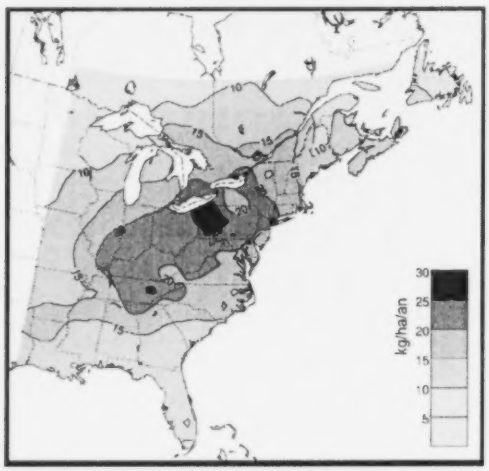


Figure 3.22 - Répartition spatiale des dépôts humides de $SO_4^=$ (en kg/ha/an) dans l'est de l'Amérique du Nord, de 1996 à 2001

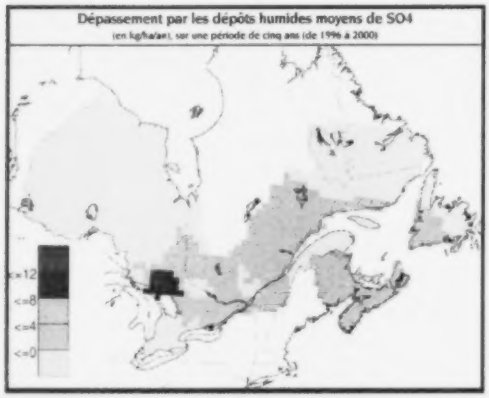


Figure 3.23 - Dépassement des charges critiques pour le $SO_4^=$ par les dépôts humides moyens (en kg de $SO_4^=$ /ha/an) sur une période de cinq ans (de 1996 à 2000) pour un niveau de protection des lacs de 95 %.

région de la vallée de la rivière Ohio. Comparativement aux charges critiques pour les dépôts humides de $SO_4^=$ dans l'est du Canada[1], de vastes régions de l'est du Canada reçoivent des dépôts qui leur sont supérieurs (figure 3.23).

Près de Sudbury, en Ontario, une diminution de l'acidité des lacs a été observée à la suite d'importantes réductions dans les émissions de SO_2 des fonderies locales et d'autres sources à l'extérieur de la région. Toutefois, ailleurs en Ontario, au Québec et dans le Canada atlantique, il n'y a pas eu de changement dans l'acidité et la capacité de neutralisation des acides, partiellement en raison de la raréfaction à long terme des cations basiques présents dans le sol des bassins hydrographiques, qui contrôlent la composition chimique des lacs ainsi que la santé des forêts. On prédit que, compte tenu des engagements actuels en matière de réduction des émissions, une superficie de près de 800 000 km2 dans le sud-est du Canada recevra des quantités nocives de dépôts acides en 2010.

Le Canada utilise actuellement un modèle géochimique appelé MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchments) pour analyser l'état actuel des lacs, des cours d'eau et des sols forestiers ainsi que pour prédire les délais de rétablissement. La réponse prédite des lacs et des cours d'eau à un scénario hypothétique de réduction de 50 % du SO_2, en dépit d'un rapide rétablissement du pH, est en retard de 100 ans dans le rétablissement des cations basiques (Clair *et al.*, 2003). On prédit que la période de rétablissement sera beaucoup plus lente pour les forêts.

3.3.2 Dépôts humides de nitrates

L'azote est un élément nutritif limitant la croissance qui est absorbé et retenu par la végétation. Toutefois, dans de nombreux bassins hydrographiques, les dépôts prolongés de NO_3^- ont occasionné l'acidifica-

[1] Les valeurs de la charge critique pour les dépôts humides de $SO_4^=$ dans les écosystèmes aquatiques de l'est du Canada ont été calculées en 1990 (CCRS, 1990) en utilisant les caractéristiques géochimiques moyennes des bassins hydrographiques tertiaires et en attribuant un niveau de protection de 95 % pour les lacs. Les régions dont la charge critique est inférieure à 8 kg/ha/an sont jugées très vulnérables à l'acidification. Il faut toutefois noter que l'utilisation des dépôts humides de $SO_4^=$ comme principal critère environnemental pour la protection des écosystèmes comporte deux restrictions. Premièrement, comme le dépôt simultané d'ions nitrate et de cations basiques n'a pas été inclus, ce critère tient compte seulement des dépôts de $SO_4^=$ résiduel plutôt que de la question plus générale de l'acidification résiduelle. Deuxièmement, seules les données sur les dépôts humides sont utilisées. Dans l'est du Canada, selon la distance en aval des régions sources, jusqu'à 40 % de plus de soufre (et d'autres espèces chimiques) sont sous forme de dépôts secs, ce qui contribue à l'acidification.

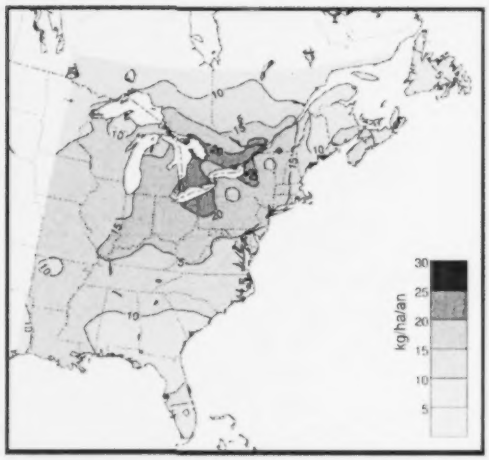


Figure 3.24 - Répartition spatiale des dépôts humides de NO_3^- (en kg/ha/an) dans l'est de l'Amérique du Nord, de 1996 à 2001.

tion du sol. Il est possible que, en dépit de la diminution des dépôts de $SO_4^=$ dans les écosystèmes, les effets de l'acidification continue par le NO_3^- sur les forêts et les écosystèmes aquatiques contrebalanceront les avantages procurés par les réductions des émissions de SO_2.

La figure 3.24 montre les dépôts humides annuels moyens de NO_3^- observés dans l'est de l'Amérique du Nord de 1996 à 2001. Leur ampleur varie entre moins de 5 kg/ha/an et plus de 25 kg/ha/an. Les dépôts humides de NO_3^- les plus considérables ont été observés dans la région du lac Érié et de l'est du lac Ontario.

3.4 PRINCIPAUX MESSAGES SCIENTIFIQUES

- Les concentrations ambiantes actuelles de $P_{2,5}$ dans les régions frontalières dépassent les standards canadiens et américains établis pour ces particules dans plusieurs régions des deux pays (surtout en milieu urbain). Dans l'est du territoire frontalier (le nord-est des États-Unis, le Midwest industriel et le corridor Windsor-Québec), les concentrations dépassent la norme annuelle de 15 µg/m^3 aux États-Unis et le standard canadien moyen de 30 µg/m^3 du 98^e centile sur trois ans pour les périodes de temps évaluées.
- Dans certains sites du bassin atmosphérique du bassin de Géorgie et de Puget Sound, les concentrations de $P_{2,5}$ sont élevées (dans un très petit nombre d'entre eux, elles dépassent un standard ou l'autre pour les périodes de temps évaluées), mais le problème est plus confiné, et les concentrations sont généralement plus faibles que dans le bassin atmosphérique du nord-est.
- Les concentrations de $P_{2,5}$ en milieu urbain sont plus élevées qu'en milieu rural dans toutes les régions du Canada et des États-Unis.
- Les concentrations de $P_{2,5}$ et des précurseurs des particules (SO_2 et NO_x) ont diminué, notamment au début de l'enregistrement des données, mais depuis le milieu des années 90, elles sont généralement demeurées inchangées.
- Les $P_{2,5}$ de la région frontalière dans la plupart des sites examinés comprennent, par ordre d'importance relative aux concentrations annuelles des $P_{2,5}$, du carbone organique et noir, du $SO_4^=$, du NO_3^-, du NH_4^+, de la poussière du sol et des éléments traces. On constate que les particules secondaires (de NH_4^+, de NO_3^- et de $SO_4^=$) jouent un rôle important dans les épisodes de pollution en Ontario. Dans la région frontalière, la MCT et le $SO_4^=$ sont les principales espèces des $P_{2,5}$ en aérosol l'été, l'automne et le printemps. Dans le nord-est, les nitrates sont une espèce importante pendant l'hiver, et dans le nord-ouest, la MCT est importante pendant cette saison.
- Les concentrations ambiantes de précurseurs des particules contribuent aussi aux dépôts humides de NO_3^- et de $SO_4^=$ ainsi qu'à l'acidification des écosystèmes qui s'ensuit. Les dépôts sont le plus élevés dans le nord-est des États-Unis et l'est du Canada, notamment dans les régions frontalières.

CHAPITRE 4

ÉMISSIONS

4.1 CRÉATION DES INVENTAIRES DES ÉMISSIONS

4.1.1 Création des inventaires canadiens et américains des émissions pour le REMSAD et l'AURAMS

Les inventaires nationaux annuels et saisonniers des émissions pour le Canada et les États-Unis ont été dressés pour le Regional Modeling System for Aerosols and Deposition (REMSAD) et le Système de modélisation de la qualité de l'air à l'échelle régionale (AURAMS). Les applications des deux modèles de qualité de l'air ont servi à étudier les effets des stratégies américaines et canadiennes de réduction des émissions sur les concentrations ambiantes de $P_{2,5}$ en Amérique du Nord en 2010 et 2020. La présente section a pour but de décrire les hypothèses avancées pour dresser les inventaires des émissions ainsi que les fichiers des émissions utilisés dans les applications de ces modèles.

Les inventaires des émissions dressés par Environnement Canada et l'EPA américaine à l'appui de ces analyses se rapportent :

- à l'année de référence 1995/1996;
- au scénario de référence pour 2010;
- au scénario de limitation pour 2010;
- au scénario de référence pour 2020;
- au scénario de limitation pour 2020.

4.1.1.1 *Inventaires pour l'année de référence*

L'Inventaire canadien détaillé des émissions des principaux contaminants atmosphériques (PCA) pour 1995, version 2, et le National Emission Inventory (NEI) américain pour 1996, version 3.12 (EPA, 2001), ont été utilisés pour les applications des modèles. Ces inventaires comprennent les émissions déclarées des polluants atmosphériques comme les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV), le monoxyde de carbone (CO), les oxydes de soufre (SOx), les particules primaires dont le diamètre aérodynamique est inférieur ou égal à 10 micromètres et 2,5 micromètres (P_{10} et $P_{2,5}$) et l'ammoniac (NH_3). Ces inventaires comprennent toutes les sources fixes, mobiles et autres qui rejettent les principaux polluants atmosphériques. Les particularités des inventaires sont présentées ci-dessous.

CANADA : La version 2 de l'Inventaire canadien des PCA pour 1995 est le fruit d'une collaboration entre Environnement Canada et les gouvernements provinciaux et territoriaux. Les sources ponctuelles canadiennes ont été traitées par un consultant de l'extérieur pour préserver la confidentialité des renseignements. Les profils temporels des sources et des secteurs ont pu être obtenus pour le traitement de l'inventaire. Les émissions des sources mobiles dans les inventaires canadiens ont été calculées au moyen d'un modèle hybride MOBILE 5C incorporant un grand nombre de nouvelles caractéristiques du modèle MOBILE 6 concernant le secteur du transport routier pour 1995 et les années subséquentes. Les données sur les émissions ont ensuite été converties en un format compatible avec le modèle REMSAD.

ÉTATS-UNIS : Le NEI est une base de données nationale sur les émissions atmosphériques à laquelle ont contribué un grand nombre d'organismes d'État et locaux qui s'occupent de l'atmosphère, les tribus et l'industrie. Les inventaires nationaux servant à la présente analyse ont été dressés pour les 48 États contigus à l'échelle des comtés et répertorient les sources mobiles routières, les groupes électrogènes (GE), les sources ponctuelles non électrogènes, les sources fixes étendues et les sources hors route. Les inventaires excluent les États de l'Alaska et d'Hawaï et comprennent les émissions de polluants annuelles et typiques des journées d'été.

4.1.1.2 *Inventaires des scénarios de référence pour 2010 et 2020*

CANADA : Pour prévoir les émissions des PCA en 2010 et 2020, des facteurs de croissance annuelle sont appliqués aux émissions de 1995 pour chaque secteur industriel au niveau provincial. Les facteurs de croissance sont calculés à l'aide des données substitutives ou des indicateurs provenant du rapport de

Ressources naturelles Canada (RNCan) intitulé « Perspectives des émissions du Canada : une mise à jour » et publié en décembre 1999. Les prévisions nationales des PCA sont la somme des prévisions provinciales et territoriales.

Environnement Canada a « prolongé » l'inventaire canadien de 1995 jusqu'à 2010 et 2020 en utilisant le scénario canadien de prévision des émissions des PCA par province et secteur. Les changements apportés au scénario de référence pour établir le futur scénario ont ensuite été enlevés des fichiers résultants. Les inventaires des scénarios de référence pour 2010 et 2020 comprennent toutes les mesures de réduction des émissions déjà en vigueur, c'est-à-dire les normes de catégorie 1 et les véhicules NLEV, les normes de catégorie 2 et les véhicules lourds rejetant des hydrocarbures non méthaniques, les NO_x, les standards relatifs aux particules ainsi que le carburant diesel et l'essence à faible teneur en soufre pour les véhicules routiers. Les données des gouvernements provinciaux et territoriaux ainsi que de l'industrie privée ont été incorporées aux prévisions.

ÉTATS-UNIS : Les fichiers des scénarios de référence pour les années de projection 2010 et 2020 ont été établis à l'aide des méthodes et des modèles conçus pour appuyer le Program for Low-Emission Nonroad Diesel Engines and Fuel proposé par l'EPA américaine (68 FR 28327) et l'initiative Clear Skies (EPA, 2003a). Le calcul de ces valeurs comportait une version corrigée du modèle MOBILE 5B de l'EPA pour tenir compte des changements prévus au moment de cette analyse à inclure dans la première version de MOBILE 6, la version de mars 2002 du modèle NONROAD de l'EPA, ainsi que des sources fixes, ponctuelles et étendues, des inventaires (2020) et des interpolations réalisées à partir des inventaires projetés (2010), à l'appui de la règle hors route proposée (EPA, 2003b). Les fichiers de la projection des émissions ont été établis à l'aide de l'inventaire des émissions pour l'année de référence 1996 en utilisant les facteurs de croissance et de limitation mis au point pour simuler les changements économiques mis en place pour chaque année de projection respective, et ils ont été conçus de façon à inclure les mesures de réduction des émissions des modifications du Clean Air Act promulguées et proposées par l'EPA américaine lors de la publication de la règle hors route dans le Federal Register.

Les fichiers de sortie pour l'année de projection au niveau de l'unité provenant de la version 2003 des Modeling Applications de l'EPA pour l'Integrated Planning Model (IPM) ont été créés par cette dernière pour le scénario de référence du secteur des GE en 2010 et 2020. On a inclus dans le scénario de référence une version renvoyée en cours des réductions du NO_x SIP Call dans le transport régional ainsi que les plafonds des émissions imposés par les États du Connecticut, du Massachusetts, du Missouri, du New Hampshire, de la Caroline du Nord, du Texas et du Wisconsin. Les fichiers de l'IPM comprennent l'apport thermique, les émissions de SO_2, les émissions de NO_x et les caractéristiques des unités, comme la force motrice (chaudière, turbine à gaz), le combustible principal, le type de chaudière et le type de chauffe. Afin de compléter le fichier de façon à y inclure tous les principaux polluants et les éléments de données nécessaires pour modéliser les émissions du secteur des GE, l'EPA américaine a ajouté aux fichiers analysés de l'IPM les émissions de COV, de CO, de P_{10}, de $P_{2.5}$ et de NH_3 ainsi que les éléments de données des caractéristiques physiques nécessaires pour la modélisation (p. ex. le code des comtés, les coordonnées et les paramètres des cheminées).

Les hypothèses des scénarios de référence pour les émissions américaines et canadiennes en 2010 et 2020 des sources ponctuelles hors route qui ne sont pas des GE différaient légèrement en raison de la date de la création de ces fichiers. On croit que les conséquences générales de ces différences sont négligeables et ne justifiaient donc pas une nouvelle application des modèles aux émissions et à la qualité de l'air pour cette analyse.

4.1.1.3 *Inventaires des scénarios de limitation pour 2010 et 2020*

Les scénarios de limitation pour les émissions canadiennes et américaines sont fondés sur des projets de loi ou des initiatives de réduction visant à diminuer davantage les émissions des contaminants à l'origine des particules présentes dans l'air ambiant, des dépôts acides et de l'ozone troposphérique.

CANADA : Le scénario de limitation pour le Canada comprend des réductions accrues en 2010 et 2020 des émissions de SO_2 et de NO_x dans le cadre des standards pancanadiens relatifs aux particules et à l'ozone et de la Stratégie pancanadienne sur les émissions acidifiantes. Les émissions de 2010 et 2020 ont été calculées en « prolongeant » l'inventaire de l'année de référence 1995 jusqu'aux années nécessaires à l'aide des prévisions d'Environnement Canada concer-

nant les PCA. En raison de contraintes de temps, l'inventaire a été « prolongé » par province et secteur. À cause d'un manque d'information, les données de l'inventaire sur le NH_3 ont été tenues constantes pour les années 1995, 2010 et 2020 (on prévoit obtenir à l'automne 2004 les données sur les tendances canadiennes du NH_3 pour la période de 1995 à 2000).

ÉTATS-UNIS : Le scénario de limitation modélisé pour cette analyse est fondé sur l'initiative Clear Skies des États-Unis. Le projet de loi Clear Skies créerait un programme obligatoire qui réduirait les émissions de SO_2, de NO_x et de mercure produites par les centrales électriques en fixant un plafond national pour chaque polluant. Comme dans le scénario de référence, les fichiers de sortie pour l'année de projection au niveau de l'unité provenant de la version 2003 des Modeling Applications de l'EPA pour l'IPM ont été créés par cette dernière pour le scénario de limitation du secteur des GE en 2010 et 2020.

L'initiative Clear Skies a été proposée pour répondre au besoin croissant d'un plan de réduction des émissions visant à protéger la santé humaine et l'environnement, ainsi que pour rassurer l'industrie en matière de réglementation. L'initiative Clear Skies a été modifiée et est maintenant connue sous le nom de Clean Air Interstate Rule. Pour obtenir de plus amples renseignements et une analyse technique complète du projet de loi Clear Skies présenté en 2003, voici où s'adresser : http://www.epa.gov/clearskies/. Il est possible d'obtenir des renseignements sur la Clean Air Interstate Rule à l'adresse http://www.epa.gov/air/interstateairquality/index.html.

4.1.2 Traitement des inventaires canadiens et américains des émissions pour le REMSAD et l'AURAMS

4.1.2.1 *Traitement des inventaires des émissions pour le* REMSAD

Les fichiers d'émissions utilisés dans le modèle de qualité de l'air REMSAD ont été traités par le système de modélisation Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) pour des épisodes météorologiques annuels sur un domaine de 36 km carrés couvrant le Canada et les États-Unis. Une description du système SMOKE et des formats de ses diverses données d'entrée requises figure à l'adresse http://www.emc.mcnc.org/products/smoke/.

Des modifications ont été apportées aux fichiers d'entrée des inventaires des émissions traités par le système SMOKE afin d'ajuster les valeurs des émissions pour mieux concorder avec les objectifs régionaux de modélisation et les échelles spatiales et d'établir un ratio uniforme entre les résultats de la modélisation pour l'année de référence et celle de la projection en vue de calculer des facteurs de réduction relative (FRR).

L'une des modifications apportées aux émissions traitées par le système SMOKE consistait à appliquer un facteur de transport des particules crustales à certaines émissions de poussière diffuse. Ce facteur d'ajustement à une échelle inférieure à la maille avait pour but de tenir compte de la poussière diffuse rejetée dans l'atmosphère mais ensuite éliminée près de la source (les particules susceptibles d'être en suspension ne sont pas toutes transportées sur de longues distances : Watson et Chow, 2000; Countess *et al.*, 2001). Pour les fichiers d'entrée du système SMOKE, un facteur de 25 % (une réduction de 75 %) a été appliqué aux P_{10} et $P_{2,5}$ pour les CCS associés aux activités produisant de la poussière diffuse au Canada et aux États-Unis. En outre, les émissions dues à l'érosion par le vent des sources géogéniques naturelles, à l'incinération résidentielle sur place et aux feux de friches ont été exclues des fichiers de modélisation en raison de leur nature épisodique ou de leur imprévisibilité pour l'estimation des émissions dans les années futures. Cette hypothèse n'est pas déraisonnable parce que les scénarios pour les années futures envisagés dans la présente étude portent sur les stratégies antipollution concernant deux gaz précurseurs des particules, le SO_2 et les NO_x. Bien que l'activité des feux dirigés ait été plafonnée aux niveaux de l'année de référence dans l'inventaire américain, tel n'a pas été le cas pour les émissions canadiennes de la même catégorie de sources.

Une troisième modification a trait aux émissions de NH_3. Le profil temporel saisonnier par défaut des émissions de NH_3 résultant des activités agricoles utilisé par le système SMOKE est uniforme ou le même pour chaque saison, ce qui n'est pas très réaliste. Ce profil a été remplacé par l'un de ceux de l'Office of Research and Development de l'EPA et fondé sur les résultats de la modélisation inverse utilisant les concentrations humides de NH_4^+ observées (Gilliland *et al.*, 2003). Les émissions américaines de NH_3 dues aux activités d'élevage ont été saisonnalisées au moyen du nouveau profil temporel saisonnier, ce qui n'a pas été le cas pour les émissions canadiennes de la même catégorie de sources (EPA, 2001).

4.1.2.2 *Traitement des inventaires des émissions pour l'AURAMS*

Les données du modèle canadien AURAMS ont été traitées différemment de celles du REMSAD. En raison de contraintes de temps et d'un autre ordre, les données canadiennes sur les émissions de 1990 qui étaient contenues dans les fichiers des émissions du modèle ont été ajustées pour tenir compte de l'inventaire canadien des émissions pour 1995 et de celui des États-Unis pour 1996 en prenant en considération les changements provinciaux et sectoriels qui s'étaient produits entre 1990 et 1995. Par conséquent, les niveaux d'émissions utilisés correspondent aux niveaux de 1995 et 1996, mais la répartition spatiale des émissions est fondée sur les inventaires canadiens et américains des émissions pour 1990, ce qui entraîne certaines limitations :

- les inventaires de 1990 ont été répartis davantage en fonction de la population comparativement aux inventaires ultérieurs, qui utilisaient un plus grand nombre de substituts du maillage spatial;
- les mêmes facteurs d'échelle ont été appliqués à toutes les sources des provinces et des États dans les secteurs, ce qui peut avoir donné lieu à des valeurs peu réalistes pour les émissions de certaines sources, compte tenu du plus grand nombre de sources ponctuelles dans les inventaires des années ultérieures.

Le domaine de l'AURAMS pris en compte est indiqué à la figure 5.15 du chapitre 5. Le mécanisme chimique en phase gazeuse étudié est celui de l'ADOM-II. En outre, six composants chimiques principaux des particules sont étudiés : le SO_4^-, le NO_3^-, le NH_4^+, le carbone élémentaire, le carbone organique et la matière crustale.

4.1.3 Définition et traitement des émissions utilisées pour le modèle CMAQ

Le modèle d'émissions choisi pour fournir au CMAQ les données temporelles, spatiales et de spéciation nécessaires a été la version 1.3 de SMOKE. Dans la mesure du possible, l'année de référence pour les données sur les émissions utilisées dans la présente étude a été 2000. Lorsqu'il était impossible d'obtenir des données pour 2000, celles pour 1995 ont été « prolongées » jusqu'à l'an 2000. Les données américaines pour 1996 ont été utilisées côte à côte avec les données canadiennes pour 1995. Les données américaines pour 2002 ont été utilisées en même temps que les données canadiennes pour 2000, et lorsqu'il était impossible d'obtenir des données pour 2002, celles pour 1999 ont été utilisées. Des bases de données sur les émissions des sources ponctuelles, diffuses, mobiles (et marines) et biogénétiques ont été dressées (RWDI, 2003a) à une résolution de 4 km. Pour les simulations avec le CMAQ à une résolution de 12 km, les données sur les émissions ont simplement été cumulées de manière ascendante. Les données sur les émissions ont été réunies pour les périodes estivale et hivernale. Comme pour le REMSAD et l'AURAMS, les émissions des feux de friches n'ont pas été utilisées en raison de leur nature épisodique.

Il est à noter qu'il existe des différences entre les données sur les émissions dans la vallée du Bas-Fraser utilisées dans le modèle, et celles dans la version finale de l'inventaire du district régional du Grand Vancouver pour 2000. Ces faibles différences sont dues aux données mises à jour et aux estimations améliorées des émissions qui n'étaient pas disponibles au moment de la création des bases de données d'entrée du modèle. Pour mieux comprendre les effets du transport transfrontalier des polluants atmosphériques, deux scénarios d'émissions ont été établis à partir des émissions du scénario de référence pour 2000. Dans le premier, toutes les sources anthropiques américaines ont été éliminées et, dans le second, toutes les sources anthropiques canadiennes ont été éliminées (RWDI, 2003b). Pour comprendre davantage les effets des émissions futures sur la qualité de l'air ambiant, des inventaires des émissions projetées pour les années 2010 et 2020 ont été dressés (RWDI, 2003c).

4.2 Description des émissions aux États-Unis et au Canada

4.2.1 Émissions utilisées dans les modèles AURAMS et REMSAD

Le tableau 4.1 énumère les émissions totales de $P_{2.5}$, de P_{10}, de Pg (particules grossières) et de leurs précurseurs produites annuellement au Canada et aux États-Unis et utilisées comme données d'entrée dans le modèle REMSAD. Le tableau 4.2 indique les émissions totales des mêmes polluants qui sont utilisées comme données d'entrée dans le modèle AURAMS. Ces émissions sont cumulées par État et province, puis additionnées pour obtenir le total annuel de chaque pays. Entre l'année de référence (1996) et l'année de prévision (2010), on s'attend à ce que toutes les émissions de SO_2, de NO_x et de COV diminuent pour la peine dans les deux pays et que les émissions de

Table 4.1 Émissions anthropiques totales par pays de particules et de leurs précurseurs sur le domaine du REMSAD dans les scénarios d'inventaire pour 1996, de référence pour 2010, de limitation pour 2010, de référence pour 2020 et de limitation pour 2020 entrés dans le REMSAD. Les unités sont en kilotonnes par année (et les NO_x sont exprimés en NO_2). Remarque : les émissions canadiennes totales pour 1996 ne comprennent pas celles des sources ponctuelles.

	Canada					États-Unis				
Pollutant	**1996**	**2010b**	**2010c**	**2020b**	**2020c**	**1996**	**2010b**	**2010c**	**2020b**	**2020c**
CO	12 808	8 266	8 266	9 045	9 045	94 804	87 777	87 785	98 216	98 236
NO_X	3 023	2 262	2 184	2 183	1 994	24 653	17 733	15 968	14 578	12 313
COV	2 928	2 391	2 370	2 542	2 507	18 245	13 803	13 802	13 899	13 898
NH_3	578	578	578	578	578	4 838	5 001	5 001	5 230	5 230
SO_2	2 563	2 017	1 858	1 843	1 692	18 423	15 306	11 735	14 678	10 074
P_{10}	5 125	2 194	2 194	2 582	2 582	9 724	9 391	9 391	9 568	9 568
$P_{2.5}$	1 021	660	660	729	729	3 678	3 358	3 358	3 378	3 378
P_g	4 104	1 534	1 534	1 853	1 853	6 046	6 033	6 033	6 190	6 189

Table 4.2 Émissions anthropiques totales par pays de particules et de leurs précurseurs sur le domaine de l'AURAMS dans les scénarios d'inventaire pour 1996, de référence pour 2010, de limitation pour 2010, de référence pour 2020 et de limitation pour 2020 entrés dans l'AURAMS. Les unités sont en kilotonnes par année (et les NO_x sont exprimés en NO_2).

	Canada					États-Unis				
Pollutant	**1996**	**2010b**	**2010c**	**2020b**	**2020c**	**1996**	**2010b**	**2010c**	**2020b**	**2020c**
CO	7 916	5 290	5 298	5 797	5 807	73 935	69 201	69 209	77 728	77 746
NO_X	1 461	1 105	1 047	1 009	937	20 116	14 277	12 796	11 726	9 776
COV	1 440	1 236	1 181	1 343	1 271	14 565	11 110	11 109	11 218	11 217
NH_3	305	305	305	305	305	3 898	4 087	4 087	4 277	4 277
SO_2	1 702	1 520	1 335	1 373	1 165	16 715	13 943	10 424	13 227	8 720
P_{10}	1 239	1 656	1 654	1 920	1 916	7 172	6 993	6 993	7 149	7 149
$P_{2.5}$	320	403	401	447	443	2 740	2 494	2 494	2 511	2 511
P_g	919	1 253	1 253	1 473	1 473	4 432	4 499	4 499	4 638	4 638

NH_3 augmentent légèrement aux États-Unis (les émissions canadiennes de NH_3 ont été tenues constantes). Pour les scénarios des années futures, il est prévu que les émissions de NO_x et de SO_2 dans les deux pays diminueront considérablement, tandis que les émissions de CO, de COV et de NH_3 changeront un peu seulement lorsqu'on passera du scénario de référence aux scénarios de limitation.

Les données sur les émissions de SO_2, de NO_x, de NH_3, de $P_{2.5}$, de COV, de CO et de P_{10} entrées dans le REMSAD et l'AURAMS pour le scénario de référence de 1996 et les scénarios de référence et de limitation de 2010 et 2020 sont indiquées visuellement dans les figures 4.1 à 4.7. Les programmes supplémentaires américains et canadiens de réduction qui sont prévus entraînent une importante diminution des émissions de SO_2 et de NO_x. Les émissions de SO_2 en semaine l'été à entrer dans le REMSAD pour l'année de référence 1996 sont indiquées dans la figure 4.1a. Les émissions de SO_2 en semaine l'été dans le scénario de référence à entrer dans le REMSAD pour 2010 et 2020 sont indiquées dans les figures 4.1b et 4.2a, où l'été comprend les mois de juin, de juillet et d'août, et où les émissions en semaine l'été sont une moyenne du lundi au vendredi pour ces trois mois. Les émissions saisonnières de SO_2 l'été sont indiquées parce

qu'elles occasionnent la formation de particules de $SO_4^=$ et que les concentrations estivales sont supérieures aux concentrations hivernales. Les émissions de NO_x en semaine l'hiver pour l'année de référence 1996 sont indiquées dans la figure 4.3a. Les émissions de NO_x en semaine l'hiver dans le scénario de référence à entrer dans le REMSAD pour 2010 et 2020 sont indiquées dans les figures 4.3b et 4.4a. Les émissions de NO_x l'hiver sont indiquées parce qu'elles occasionnent la formation de particules de nitrate et que les concentrations ambiantes de ces particules en hiver sont plus élevées que les concentrations en été. Les émissions de NH_3 l'été et l'hiver pour l'année de référence 1996 sont indiquées dans les figures 4.5a et 4.5b. Les émissions de NH_3 en été dans le scénario de référence pour 2010 et 2020 sont indiquées dans les figures 4.6a et 4.7a. Les émissions d'ammoniac sont importantes parce que ce polluant joue un rôle dans la formation de sulfate d'ammonium et de nitrate d'ammonium.

Les figures 4.1c et 4.2b montrent la diminution des émissions de SO_2 en semaine l'été résultant des programmes supplémentaires américains et canadiens de réduction pour 2010 et 2020. Les figures 4.3c et 4.4b montrent la diminution des émissions de NO_x en semaine l'hiver résultant des mesures supplémentaires américaines et canadiennes de réduction. Seules les diminutions de ces deux précurseurs des particules sont indiquées parce que les mesures supplémentaires de réduction pour 2020, discutées à la section 4.1.1.3, visent seulement ces deux polluants (plus le mercure pour le projet de loi Clear Skies). À noter que c'est surtout dans la moitié est du domaine que les diminutions des émissions de SO_2 et de NO_x sont constatées, ce qui porte à croire que la réaction atmosphérique à ces diminutions aura aussi surtout lieu dans cette région. Les figures 4.6b et 4.7b indiquent les émissions de NH_3 l'hiver dans le scénario de référence à entrer pour 2010 et 2020. Ces dernières émissions sont importantes parce qu'elles jouent un rôle dans la réaction des émissions de NO_x donnant lieu à la formation de particules de nitrate d'ammonium. Les entrées des émissions de NH_3 en hiver sont beaucoup moindres qu'en été, notamment dans la partie américaine du domaine.

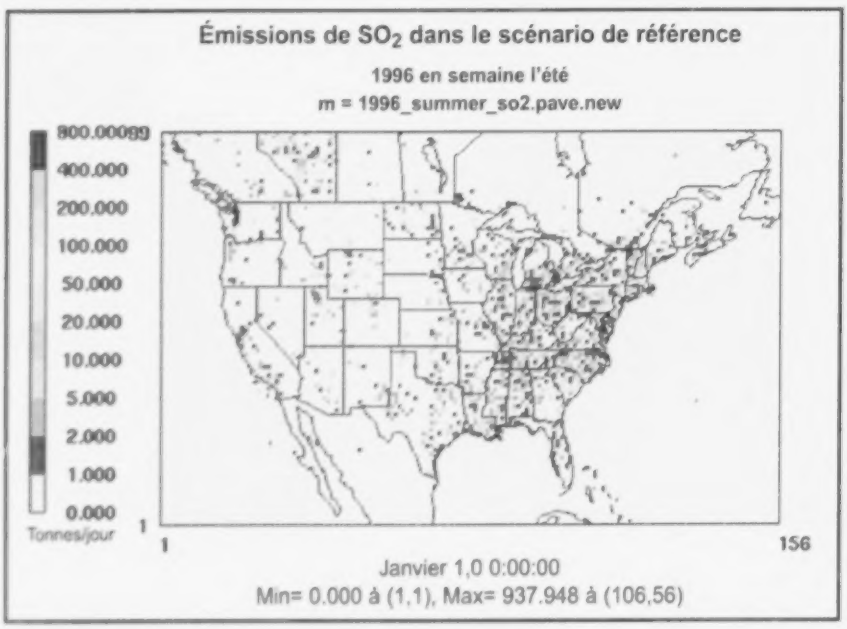


Figure 4.1a - Émissions de SO_2 dans le scénario de référence en semaine l'été (1996) au Canada et aux États-Unis

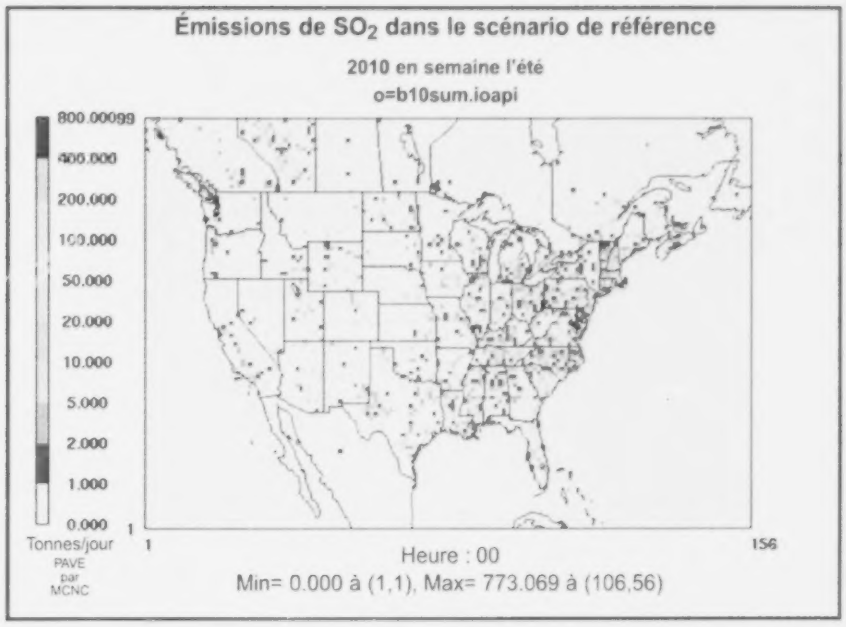


Figure 4.1b - Émissions de SO_2 dans le scénario de référence en semaine l'été (2010) au Canada et aux États-Unis

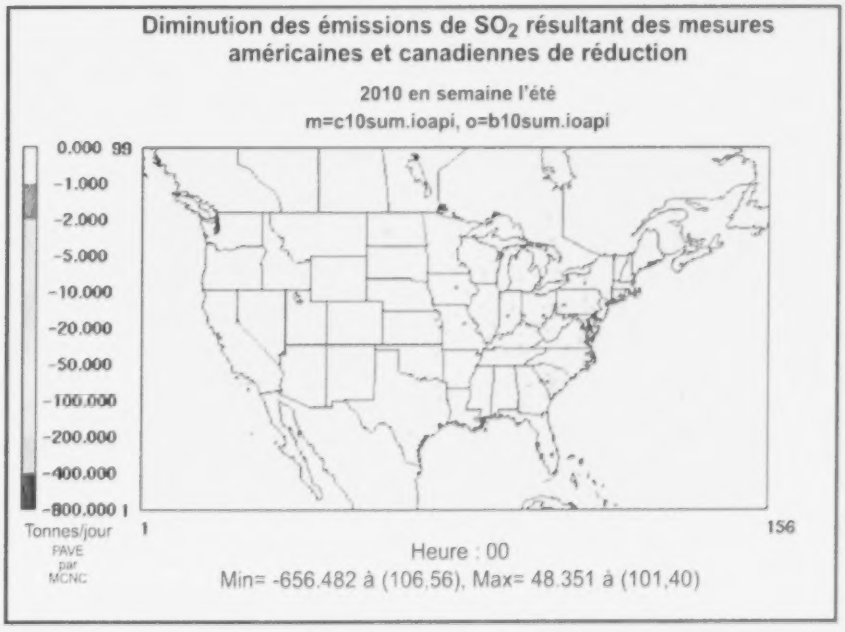


Figure 4.1c - Diminution des émissions de SO_2 en semaine l'été (2010) au Canada et aux États-Unis

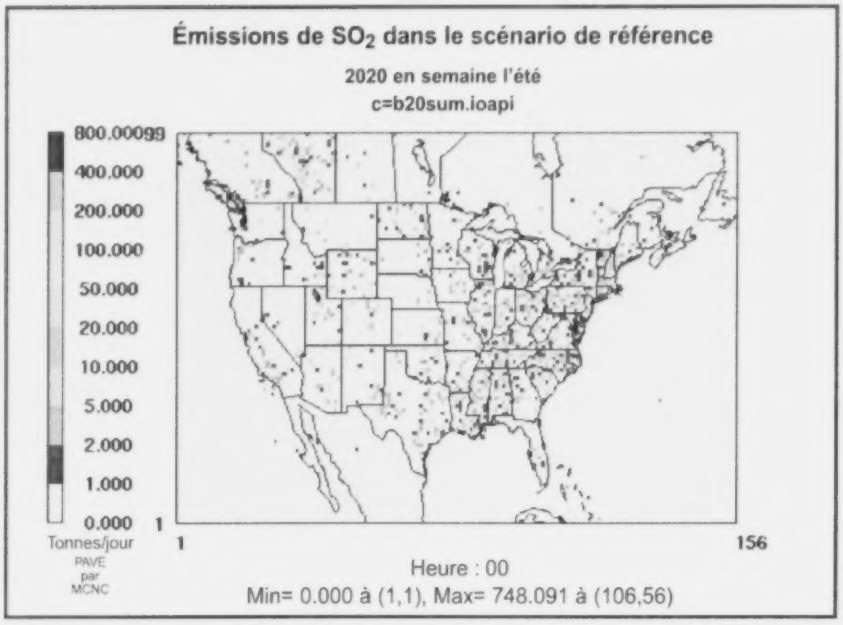


Figure 4.2a - Émissions de SO_2 dans le scénario de référence en semaine l'été (2020) au Canada et aux États-Unis

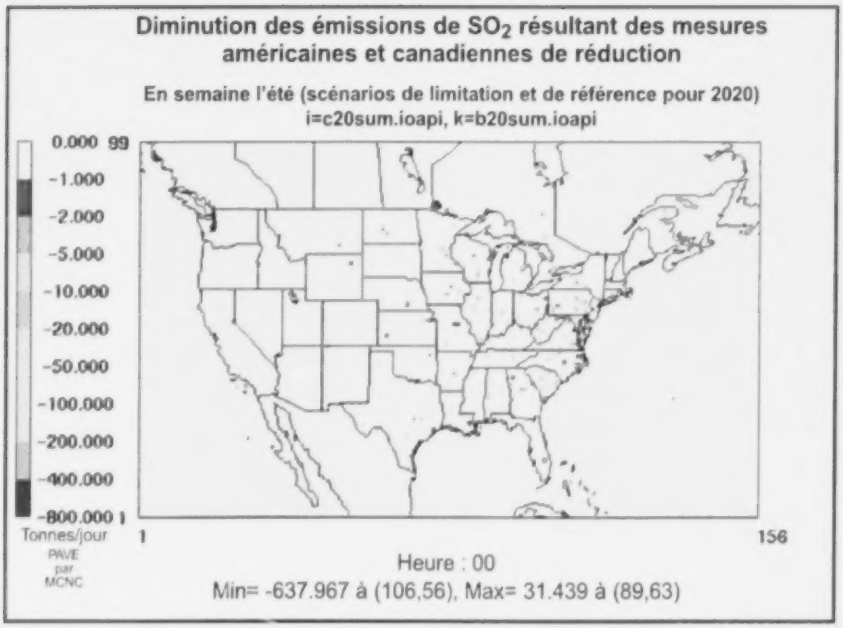


Figure 4.2b - Diminution des émissions de SO_2 en semaine l'été (2020) au Canada et aux États-Unis

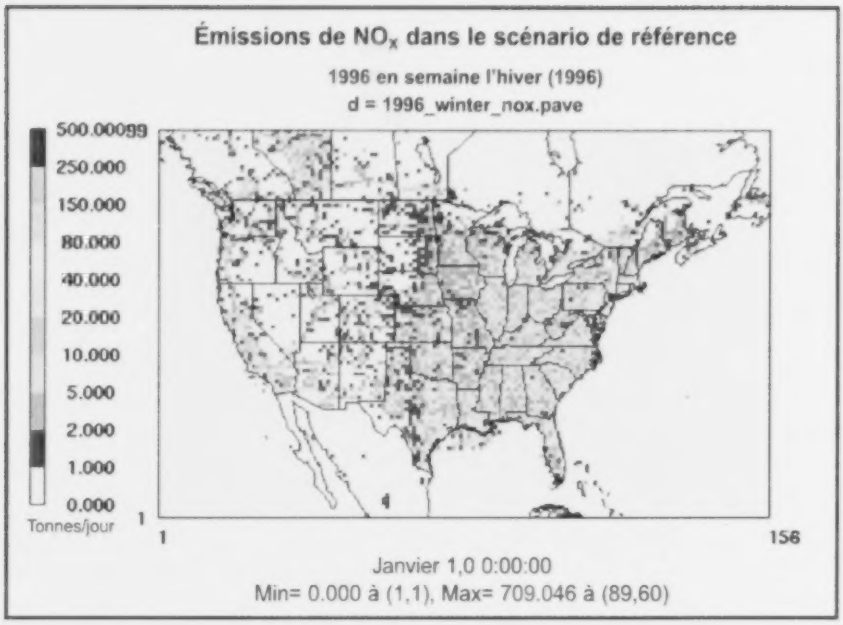


Figure 4.3a :
Émissions de NO_x en semaine l'hiver (1996) au Canada et aux États-Unis

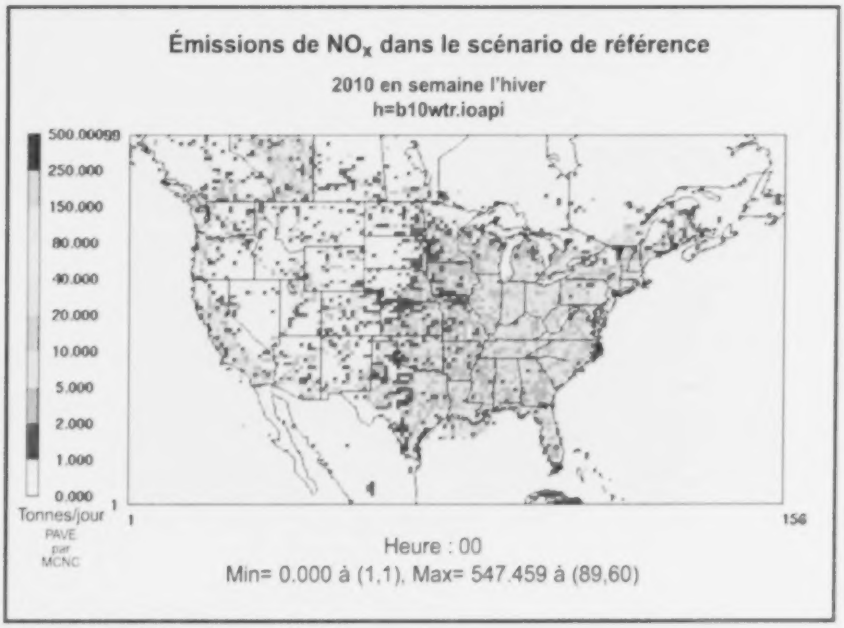


Figure 4.3b :
Émissions de NO_x en semaine l'hiver (2010) dans le scénario de référence au Canada et aux États-Unis

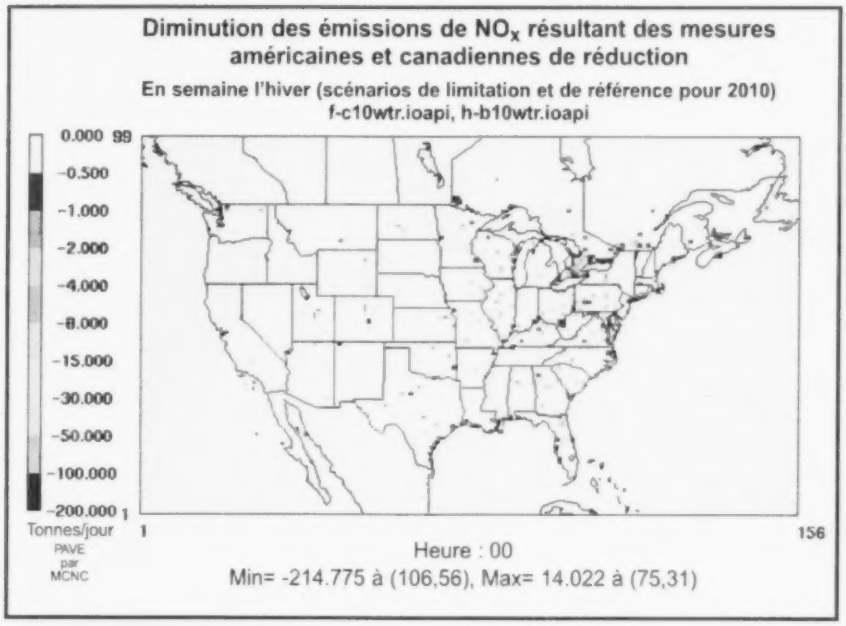


Figure 4.3c - Diminution des émissions de NO_x en semaine l'hiver (2010) au Canada et aux États-Unis

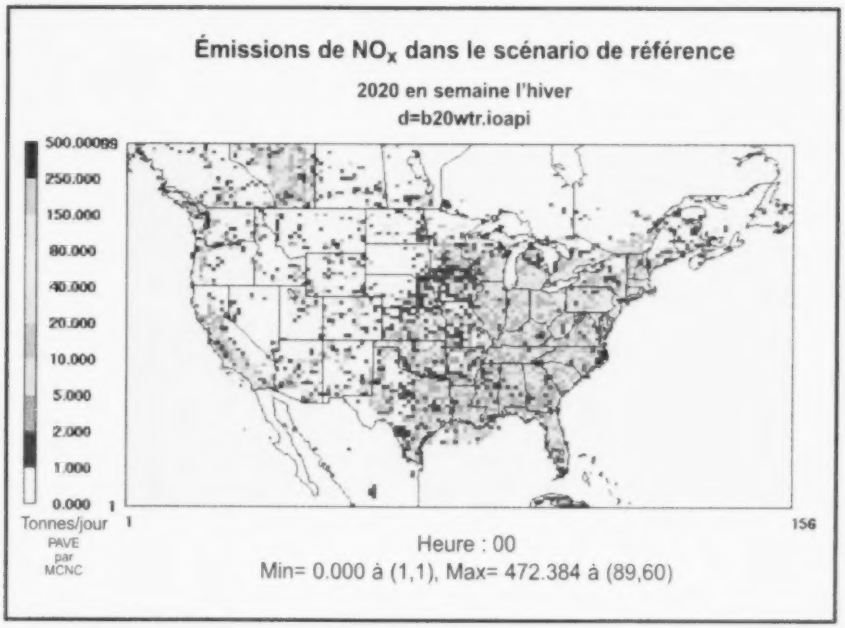


Figure 4.4a - Émissions de NO_x en semaine l'hiver dans le scénario de référence pour 2020 au Canada et aux États-Unis

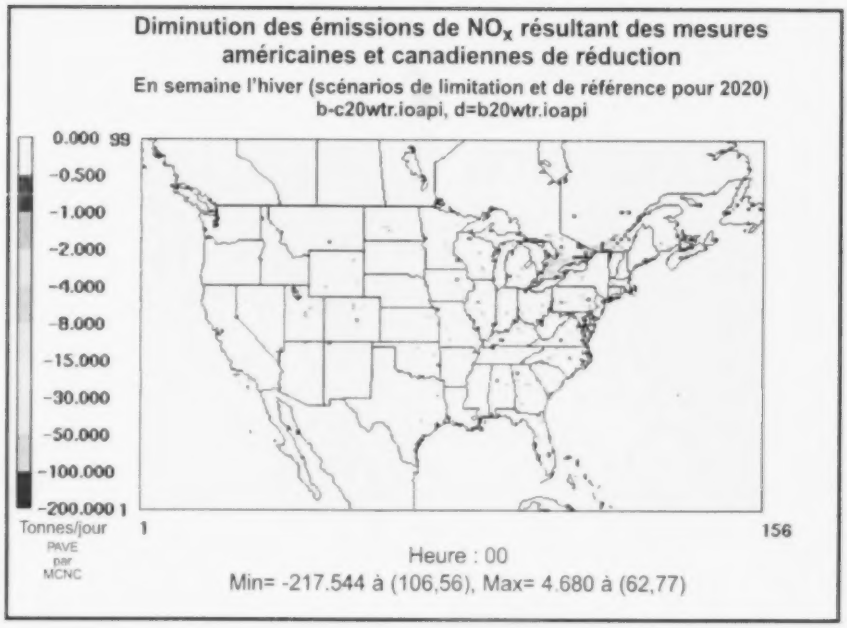


Figure 4.4b - Diminution des émissions de NO_x en semaine l'hiver (2020) au Canada et aux États-Unis

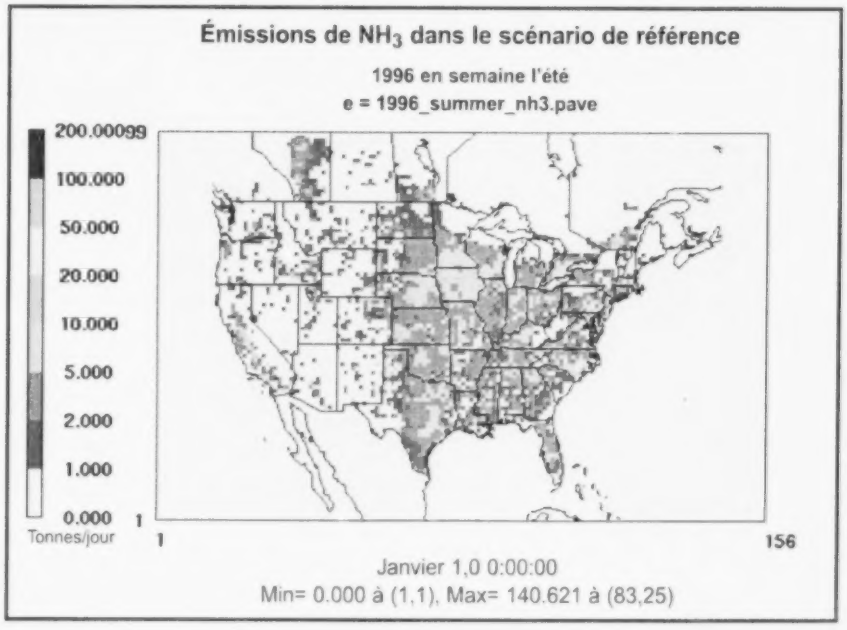


Figure 4.5a - Émissions de NH_3 en semaine l'été (1996) au Canada et aux États-Unis

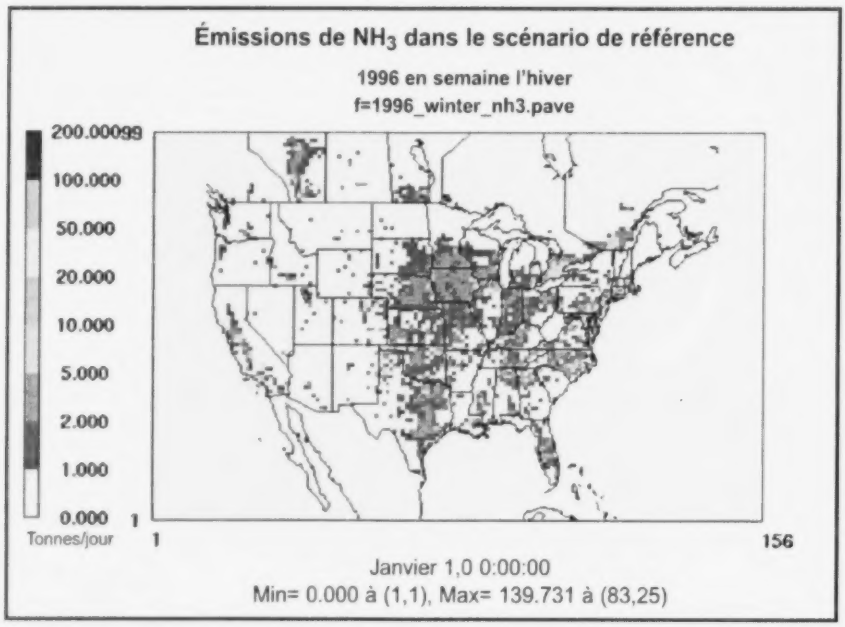


Figure 4.5b - 1996 Winter weekday NH_3 emissions for Canada and the United States.

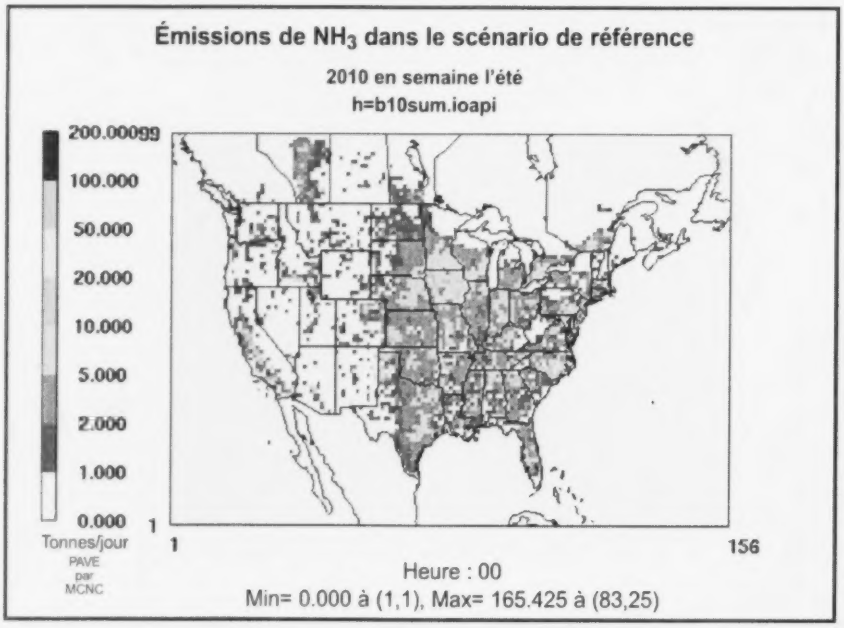


Figure 4.6a - Émissions de NH_3 en semaine l'été dans le scénario de référence pour 2010 au Canada et aux États-Unis.

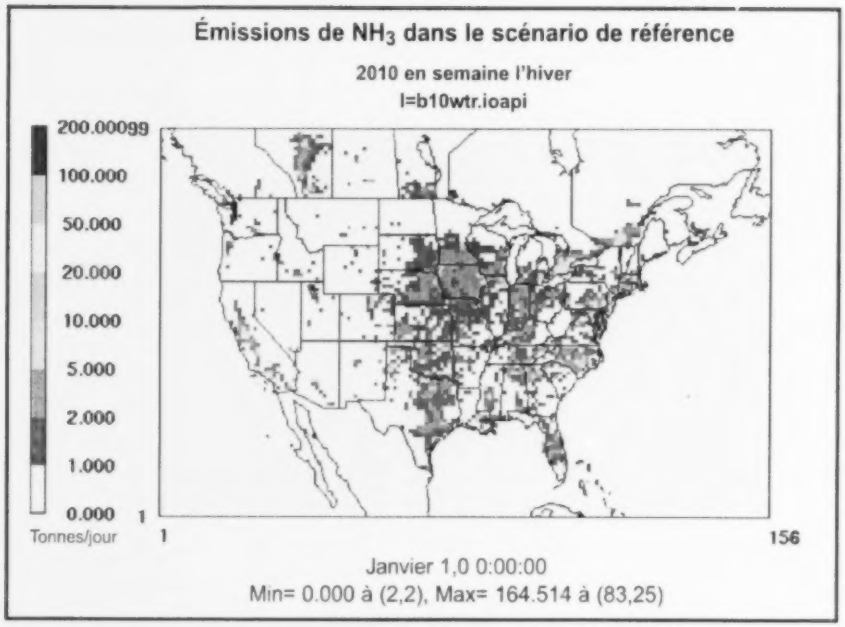


Figure 4.6b -
Émissions de NH_3 en semaine l'hiver dans le scénario de référence pour 2010 au Canada et aux États-Unis

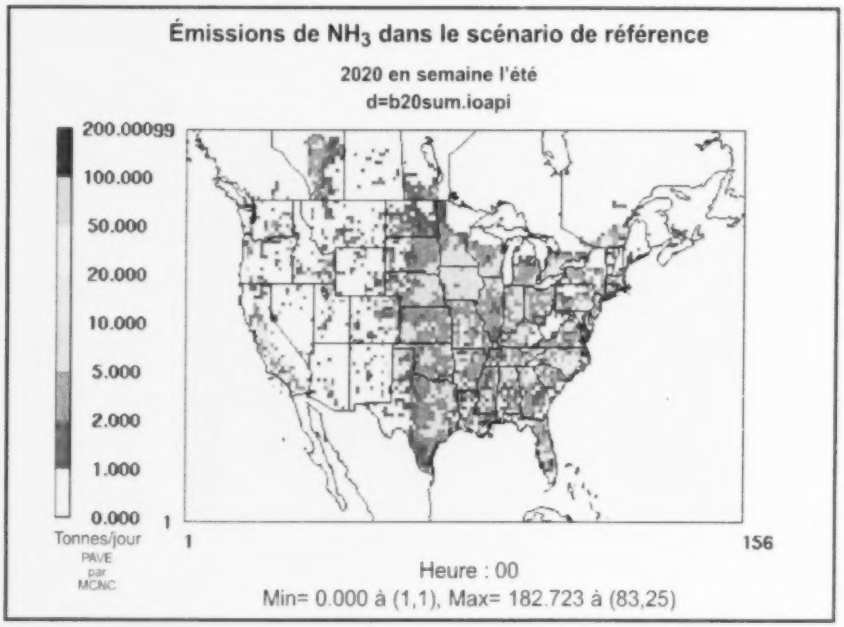


Figure 4.7a
Émissions de NH_3 en semaine l'été dans le scénario de référence pour 2020 au Canada et aux États-Unis

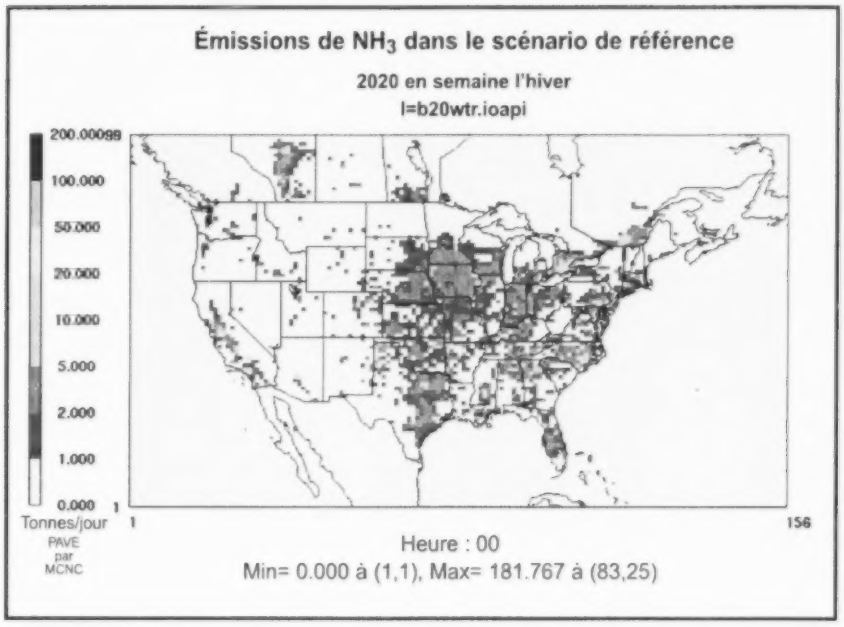


Figure 4.7b - Émissions de NH_3 en semaine l'hiver dans le scénario de référence pour 2020 au Canada et aux États-Unis

4.3 Principaux messages scientifiques

- Les données des inventaires des émissions ont été combinées pour le Canada et les États-Unis afin de les entrer dans les deux modèles à polluants multiples (l'AURAMS et le REMSAD) pour les deux scénarios de référence et de limitation des années 2010 et 2020.
- On prévoit que les émissions de SO_2 et de NO_x diminueront tandis que celles de NH_3, de COV et de CO augmenteront dans les scénarios de référence pour les années futures. Il est prévu que les émissions de SO_2 et de NO_x diminueront davantage dans les scénarios de limitation pour les années futures (2010 et 2020).
- Les émissions de SO_2 et de NO_x dans tous les scénarios envisagés sont concentrées dans le Midwest industriel, le nord-est des États-Unis et le sud de l'Ontario, tandis que les émissions de NH_3 sont généralement concentrées plus à l'ouest dans la région centrale du Midwest.
- Les émissions de SO_2, de NO_x et de NH_3 ainsi que leurs contributions aux concentrations de $P_{2,5}$ varient selon la saison. Les variations saisonnières des émissions de NH_3 et des émissions biogènes de NO_x (et de COV) sont les plus considérables.

CHAPITRE 5

APPLICATIONS DES MODÈLES DE LA QUALITÉ DE L'AIR

Trois modèles de la qualité de l'air fondés sur les émissions et axés sur les particules ont été utilisés pour réaliser l'objectif 7 de la présente évaluation : *« déterminer l'effet des scénarios actuels et proposés de réduction des émissions sur les concentrations de particules fines en Amérique du Nord »*. Le premier modèle, le REMSAD, a été appliqué, à une période d'une année (1996), au domaine englobant les 48 États américains contigus, le sud du Canada et le nord du Mexique. L'application a porté sur le scénario de référence de 1996 et quatre scénarios de stratégies de limitation des émissions de quatre années ultérieures (décrits dans le chapitre 4). Les champs de prévision du REMSAD sont présentés pour janvier et juillet 1996 ainsi que pour l'année entière afin d'illustrer, pour chacun des scénarios, l'effet de la saisonnalité sur la masse et la composition chimique des $P_{2,5}$. Le deuxième modèle, l'AURAMS, a été appliqué aux mêmes cinq scénarios que le REMSAD, à une période hivernale de deux semaines et à une période estivale de deux semaines, et à un domaine correspondant en gros à la demie est du domaine du REMSAD. Tel que recommandé dans l'évaluation des particules du NARSTO (Seigneur et Moran, 2003), l'application de deux modèles de la qualité de l'air différents aux mêmes scénarios permet d'en examiner la similitude et la cohérence des prévisions. Le troisième modèle, le CMAQ, a été appliqué à un domaine plus restreint afin d'étudier a) un scénario de référence et deux scénarios d'émissions d'années ultérieures et b) le rôle du transport transfrontalier dans la région limitrophe ouest englobant l'État de Washington et le sud-ouest de la Colombie-Britannique. Le CMAQ a été appliqué à une période hivernale et à une période estivale.

Tel que mentionné dans le chapitre 4, les deux paires de scénarios de stratégies de limitation des émissions pour des années ultérieures, examinées à l'aide du REMSAD et de l'AURAMS, différaient surtout par les émissions de deux précurseurs gazeux des particules, qui sont le SO_2 et les NO_x. Les émissions de COV, de CO, de NH_3 et de particules primaires des deux paires de scénarios, pour 2010 et 2020, variaient de moins de 1 % (voir les tableaux 4.1 et 4.2). Par conséquent, l'analyse des résultats de la modélisation du REMSAD et de l'AURAMS est axée sur les variations de la masse totale des $P_{2,5}$ et de trois composants inorganiques des particules : le SO4, le NO3 et le NH4. Les concentrations d'autres composants chimiques des particules, comme les matières crustales et le carbone noir, ne devraient pas varier entre les scénarios, mais la formation d'aérosols organiques secondaires pourrait être modifiée indirectement par l'effet de la variation des émissions de NO_x sur la concentration des oxydants. Mais dans le cas des scénarios des émissions d'années ultérieures du CMAQ, les émissions de particules primaires et de précurseurs gazeux des particules étaient modifiées et l'accent a donc été placé sur les variations prévues de la masse totale des $P_{2,5}$.

On présente tout d'abord les résultats obtenus avec le REMSAD et l'AURAMS, qui sont suivis de ceux du CMAQ. Les prévisions des modèles REMSAD et AURAMS sont comparées, dans l'annexe, aux mesures effectuées en milieu ambiant pour le scénario de référence, afin d'obtenir une indication de la capacité du modèle et de l'incertitude liée aux prévisions des différents composants des particules. De façon générale, les résultats de la modélisation correspondent aux conclusions récentes de Seigneur et Moran (2003). Selon ces derniers, les modèles les plus perfectionnés de la qualité de l'air fondés sur les particules sont en mesure de prévoir convenablement les composants chimiques inorganiques des $P_{2,5}$, mais avec un degré de certitude supérieur pour le SO_4^- comparativement au NH_4^+ (à cause d'une plus grande incertitude liée aux émissions) et au NO_3^- (à cause de la complexité du partage gaz-particules de ce composant semi-volatil).

5.1 RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION PAR REMSAD DE LA STRATÉGIE DE LIMITATION

La version 7.06 du modèle REMSAD, le Regional Modeling System for Aerosols and Deposition, (ICF Kaiser, 2002) a été utilisée pour la simulation des concentrations décrivant la qualité de l'air au cours de l'année de référence et des années ultérieures. Cinq

passages du modèle REMSAD portant sur une année ont été effectués à partir des paramètres météorologiques de 1996. Ces passages étaient : 1) scénario de référence de 1996, 2) scénario de référence de 2010, 3) scénario de référence de 2020, 4) scénario de limitation de 2010 et 5) scénario de limitation de 2020. Les résultats obtenus pour le scénario de référence de 1996 ont servi à évaluer la capacité du REMSAD à prévoir les concentrations observées en 1996. Les résultats de cette évaluation du rendement du modèle sont présentés dans l'annexe. Les mesures de réduction ou de limitation actuelles (mesures législatives et ententes) de chaque pays ont été incorporées au moment du passage des scénarios de référence de 2010 et de 2020, et certaines mesures supplémentaires prévues pour chaque pays ont été incluses au moment du passage des scénarios de limitation de 2010 et 2020 (voir le chapitre 4). Le modèle REMSAD a été appliqué, à chaque passage, à l'estimation des concentrations horaires des contaminants atmosphériques et des dépôts acides pendant une année entière. On trouvera dans la présente section les résultats obtenus pour la concentration annuelle de $P_{2,5}$ en 2010 ainsi que pour les concentrations annuelles en janvier et juillet des $P_{2,5}$, du $SO_4^=$, du NO_3^- et du NH_4^+ en 2020. Le domaine de modélisation du REMSAD est présenté dans la figure 5.1.

5.1.1 Résultats du REMSAD

Les concentrations ambiantes moyennes annuelles de $P_{2,5}$ pour le scénario de référence de 2010 sont présentées dans la figure 5.2a et les concentrations moyennes de $P_{2,5}$ pour l'année et les mois de janvier et de juillet du scénario de référence de 2020 sont présentées dans les figures 5.3a, 5.4a et 5.5a. Les concentrations de $SO_4^=$ particulaire pour les mêmes périodes et la même année de scénario de référence sont présentées dans les figures 5.6a, 5.7a et 5.8a tandis que les données équivalentes pour les concentrations de NO_3^-, pour les mêmes périodes et la même année de scénario de référence, sont présentées dans les figures 5.9a, 5.10a et 5.11a. Les valeurs équivalentes pour les concentrations de NH_4^+ sont présentées dans les figures 5.12a, 5.13a et 5.14a. La figure 5.2b illustre les réductions de la concentration annuelle moyenne de $P_{2,5}$ qui résulteraient en 2010 de l'adoption de mesures antipollution aux États-Unis et au Canada. Les réductions des concentrations moyennes de $P_{2,5}$ au cours de l'année ainsi qu'en janvier et juillet du scénario de 2020 sont présentées dans les figures 5.3b, 5.4b et 5.5b. Les réductions des concentrations moyennes de $SO_4^=$, au cours des mêmes périodes, qui résulteraient en 2020 des mesures antipollution américaines et canadiennes sont présentées dans les figures 5.6b, 5.7b et 5.8b tandis que l'on trouve dans les figures 5.9b, 5.10b et 5.11b les réductions des concentrations moyennes de NO_3^- particulaire qui seraient

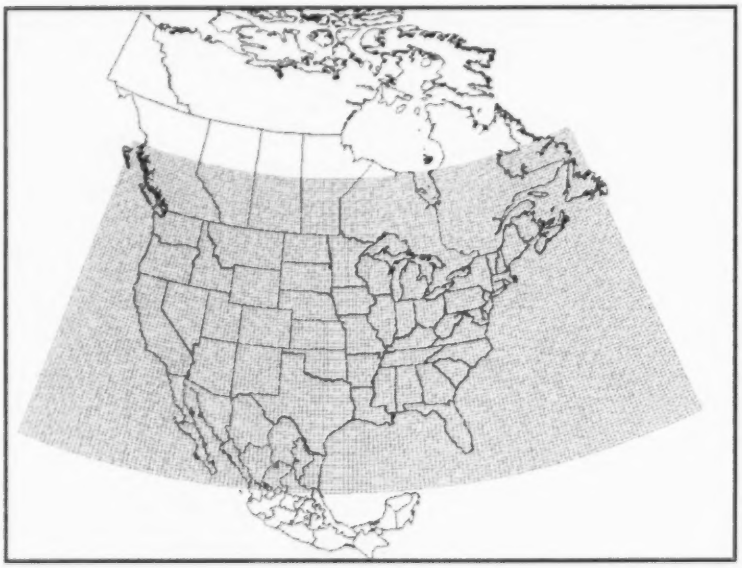


Figure 5.1 - Domaine de modélisation du REMSAD (~36 x 36 km²). Les mailles de la grille mesurent 1/2 degré de longitude par 1/3 de degré de latitude. Portée E-O : de 54 degrés O à 132 degrés O; Portée N-S : de 22 degrés N à 55 degrés N. Portée verticale : du sol à 16 200 mètres (100mb) en 12 couches.

obtenues pour les mêmes périodes et la même année de par la mise en œuvre de ces mesures antipollution. Les valeurs correspondantes pour le NH_4^+ sont présentées dans les figures 5.12b, 5.13b et 5.14b. Bon nombre des mesures de limitation déjà en cours d'application ont été intégrées aux résultats des scénarios de référence des années 2010 et 2020 tandis que les réductions prévues par les modèles reflètent les mesures antipollution supplémentaires américaines et canadiennes qu'il est prévu d'appliquer.

Les scénarios de référence des années 2010 et 2020 montrent que les concentrations dans certaines zones des États-Unis et du Canada sont supérieures à la norme annuelle américaine pour la qualité de l'air, qui est de 15 g/m^3. Certaines des concentrations les plus élevées de $P_{2,5}$ notées dans de grandes villes canadiennes s'expliquent par les importantes émissions de poussière en provenance de routes non pavées qui ont été réparties dans l'espace en fonction de la population. Cela pourrait être corrigé par une répartition spatiale en fonction des routes non pavées. Les mesures de réduction américaines et canadiennes que l'on prévoit appliquer donnent lieu à une réduction annuelle maximale des $P_{2,5}$ de 1,8 µg/m^3 en 2010 et de 2,3 µg/m^3 en 2020, les réductions annuelles prévues les plus importantes se trouvant en Pennsylvanie. On note cependant de plus importantes réductions des concentrations de $P_{2,5}$, mais pour des moyennes de périodes plus courtes. Le profil spatial de la réduction moyenne en janvier de la masse des $P_{2,5}$ du scénario de limitation de 2020 est semblable à celui du NO_3^- particulaire, tandis que le profil spatial de la réduction moyenne des $P_{2,5}$ en juillet du scénario de limitation de 2020 est semblable à celui du $SO_4^=$. En 2020, la réduction moyenne maximale des $P_{2,5}$ est de 1,8 µg/m^3 en janvier et la réduction maximale de la masse moyenne de $P_{2,5}$ est de 3,3 µg/m^3 en juillet. Les scénarios de limitation de 2010 et de 2020 indiquent qu'un nombre supplémentaire appréciable de zones présenterait des concentrations inférieures à la norme américaine de concentration annuelle de 15 µg/m^3, mais que cette concentration serait dépassée dans plusieurs régions de l'est des États-Unis et du Canada.

Le scénario de référence de 2020 prévoit une concentration annuelle maximale de $SO_4^=$ de 4,9 µg/m^3. Les mesures de limitation américaines et canadiennes devant être en place en 2020 se traduiraient par des réductions annuelles des concentrations de $SO_4^=$ pouvant atteindre 1,4 µg/m^3, les réductions les plus importantes apparaissant en Pennsylvanie. Les concentrations et les réductions prévues de $SO_4^=$ résultant des mesures de réduction supplémentaires imposées par les États-Unis et le Canada s'avèrent beaucoup plus élevées en juillet qu'en janvier. La concentration moyenne maximale de $SO_4^=$ atmosphérique du scénario de référence de 2020 est de 2,3 µg/m^3 en janvier et atteint 7,0 µg/m^3 en juillet. Le scénario de limitation de 2020 indique une réduction maximale de la concentration moyenne de $SO_4^=$ de 0,6 µg/m^3 en janvier et de 2,4 µg/m^3 en juillet.

La concentration annuelle maximale de NO_3^- particulaire serait de 4,2 µg/m^3 en 2020. Les mesures de réduction américaines et canadiennes qu'il est prévu de mettre en œuvre donnent une réduction annuelle des concentrations de NO_3^- particulaire atteignant 0,6 µg/m^3 en 2020, la réduction annuelle maximale se trouvant en Indiana. Ces concentrations de NO_3^- particulaire, et la réduction correspondante résultant des mesures de réduction supplémentaires américaines et canadiennes, sont beaucoup plus élevées en janvier qu'en juillet. La concentration moyenne maximale de NO_3^- particulaire du scénario de référence de 2020 est de 5,9 µg/m^3 pour janvier et la concentration moyenne maximale prévue pour juillet est de 2,4 µg/m^3. Le scénario de limitation de 2020 indique une réduction maximale des concentrations moyennes de NO_3^- particulaire atteignant 1,1 µg/m^3 en janvier et 0,4 µg/m^3 en juillet.

La concentration annuelle maximale de NH_4^+ est de 2,8 µg/m^3 en 2020. Les mesures de réduction américaines et canadiennes qu'il est prévu d'adopter se traduisent par des réductions annuelles prévues des concentrations de NH_4^+ pouvant atteindre 0,6 µg/m^3 en 2020, les valeurs maximales apparaissant en Pennsylvanie. Le profil spatial des réductions des concentrations de NH_4^+ est semblable à celui du NO_3^- particulaire en janvier et se rapproche de celui du sulfate en juillet. Cela s'explique par le fait que la plus grande partie du NH_4^+ est sous forme de NH_4NO_3 en hiver et que la majorité du NH_4^+ est sous forme de $(NH_4)_2SO_4$ en été. Les plus importantes réductions de NH_3 résultant en 2020 des mesures de limitation supplémentaires américaines et canadiennes apparaîtront plutôt en été qu'en hiver. Le scénario de limitation de 2020 indique une réduction maximale de la concentration de NH_4^+ atteignant 0,4 µg/m^3 en janvier et 0,8 µg/m^3 en juillet. Les résultats du REMSAD sont conformes aux relations connues entre le $SO_4^=$, le NO_3^- et le NH_4^+ de la chimie atmosphérique, tant en été qu'en hiver.

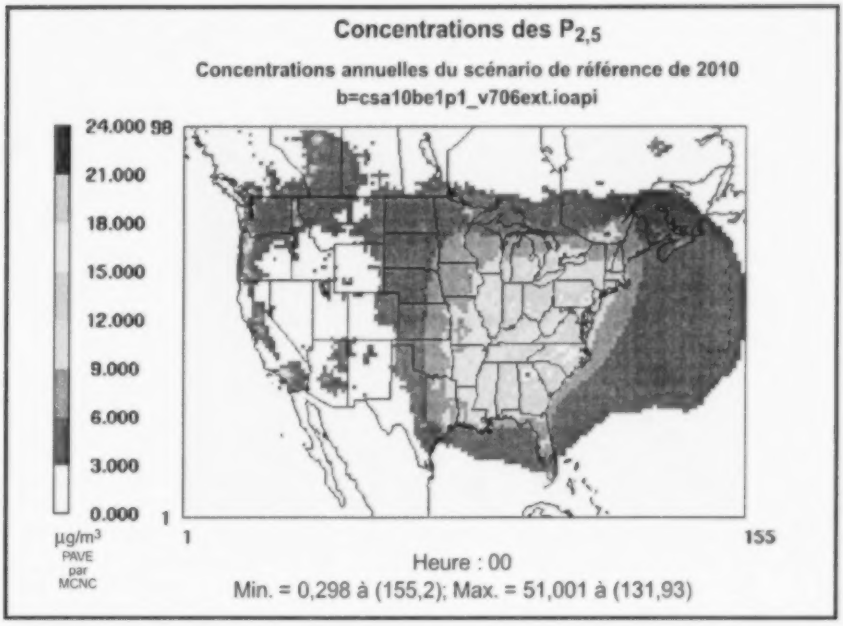


Figure 5.2a - Concentrations annuelles moyennes des $P_{2,5}$ du scénario de référence de 2010

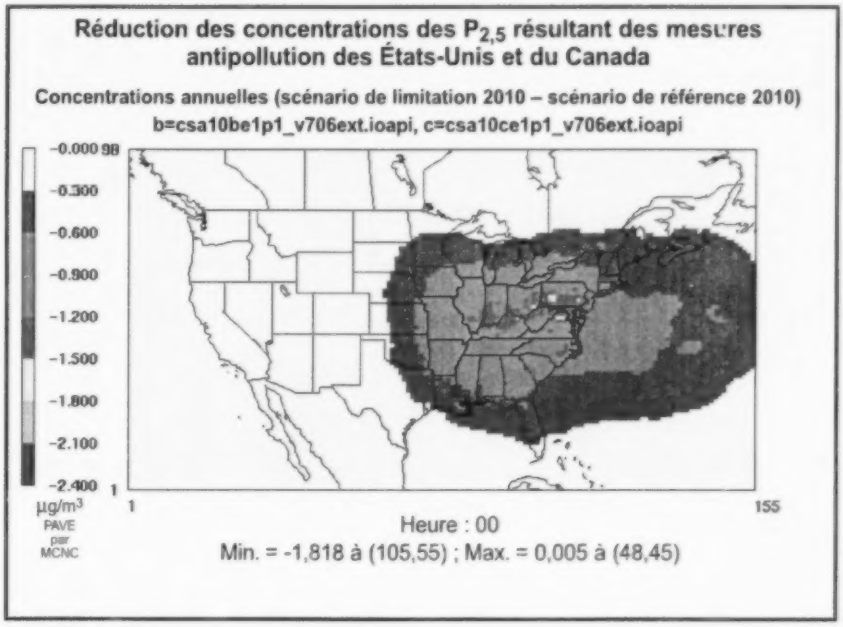


Figure 5.2b - Réductions en 2010 des concentrations annuelles de $P_{2,5}$ résultant des mesures antipollution

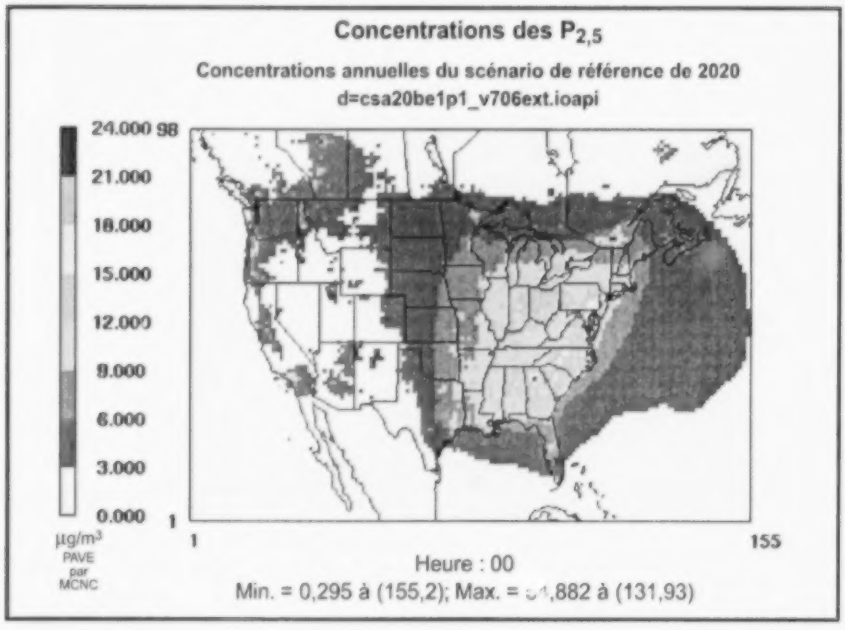


Figure 5.3a - Concentrations annuelles moyennes des $P_{2,5}$ du scénario de référence de 2020

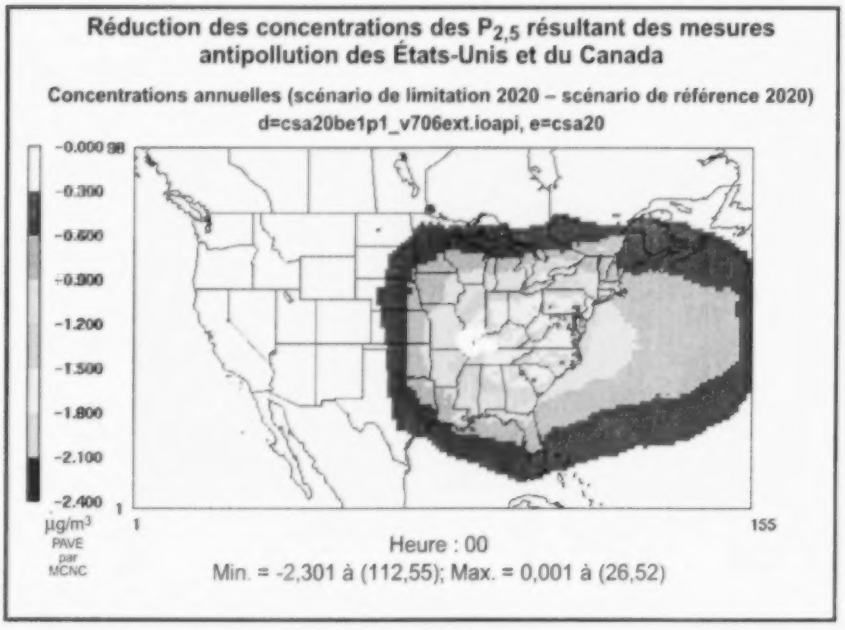


Figure 5.3b Réductions en 2020 des concentrations annuelles de $P_{2,5}$ résultant des mesures antipollution

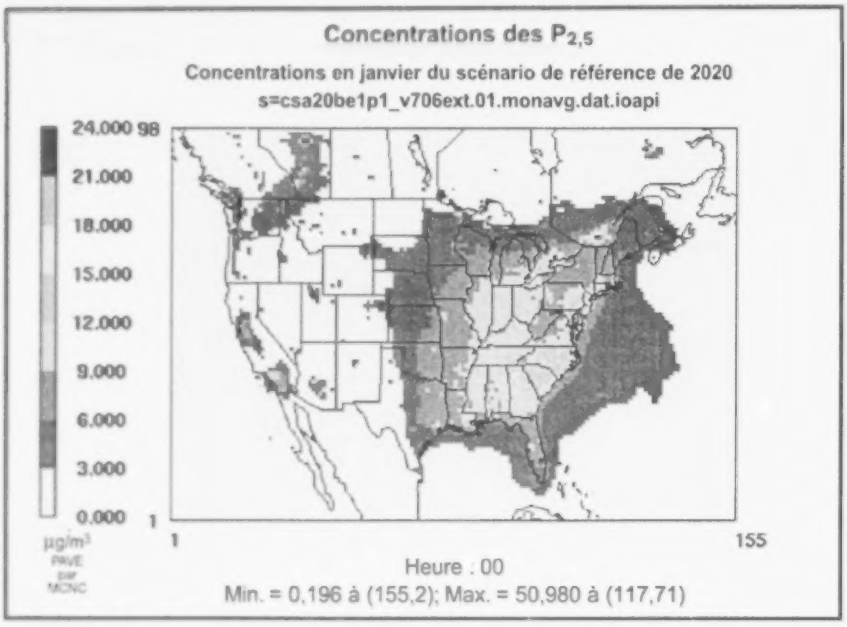


Figure 5.4a - Concentrations moyennes des $P_{2,5}$ en janvier du scénario de référence de 2020

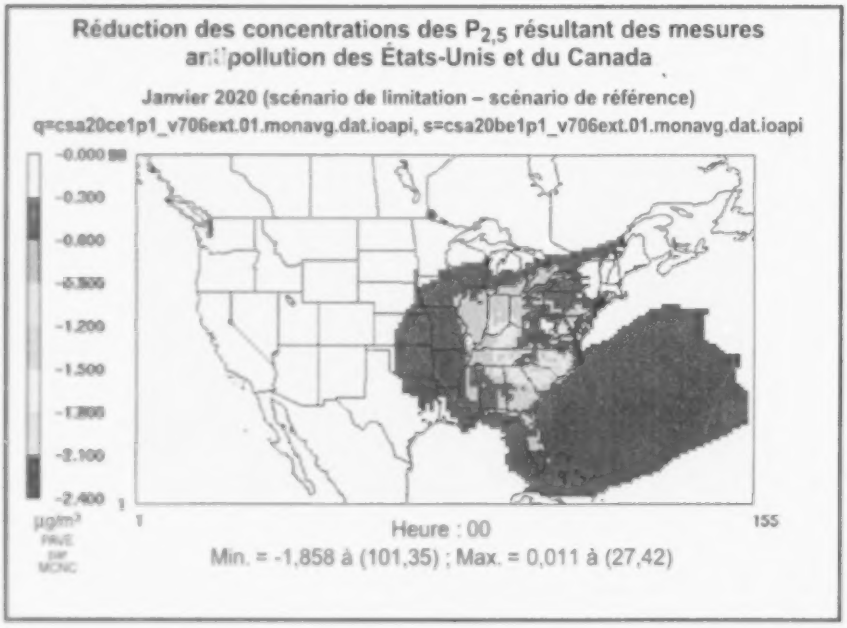


Figure 5.4b - Réductions en janvier 2020 des concentrations de $P_{2,5}$ résultant des mesures antipollution

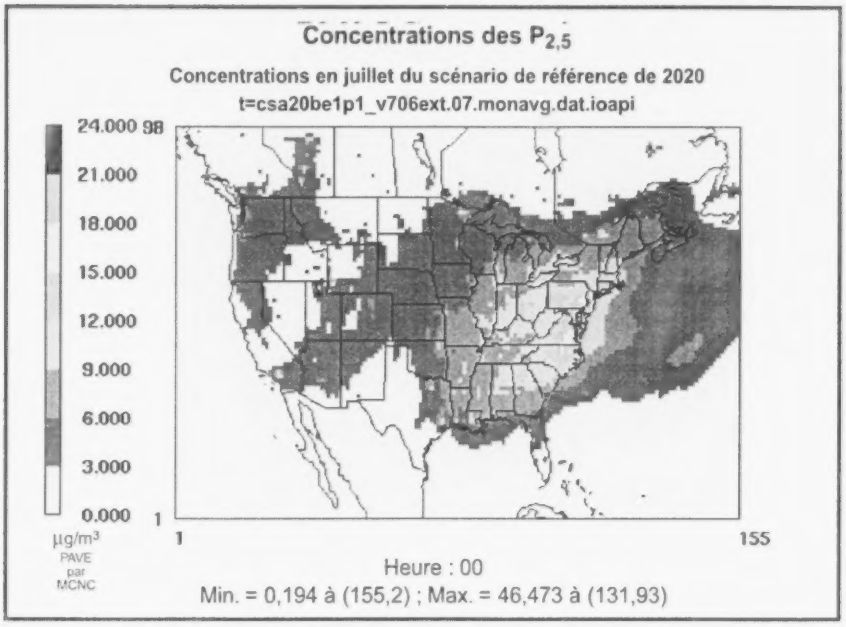


Figure 5.5a - Concentrations moyennes des $P_{2,5}$ en juillet du scénario de référence de 2020

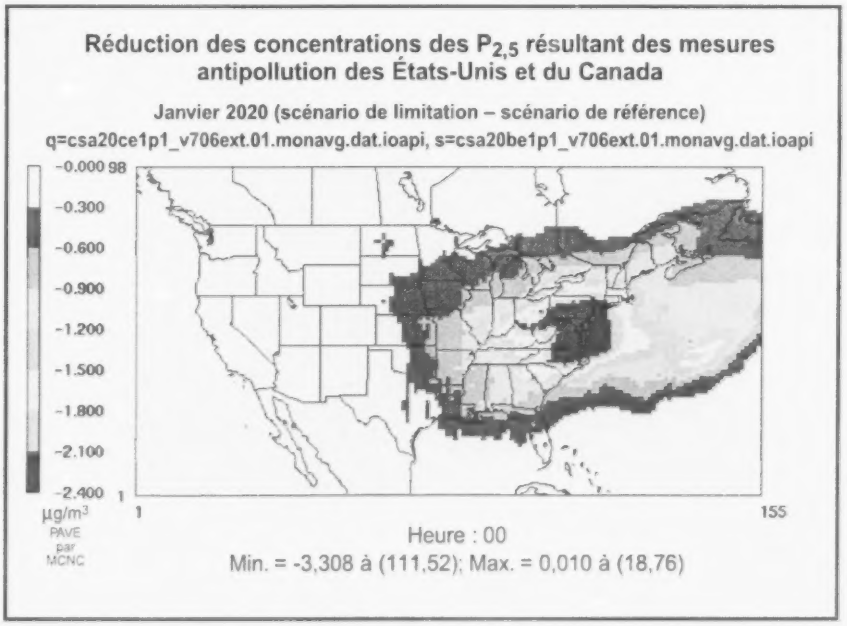


Figure 5.5b - Réductions en juillet 2020 des concentrations des $P_{2,5}$ résultant des mesures antipollution

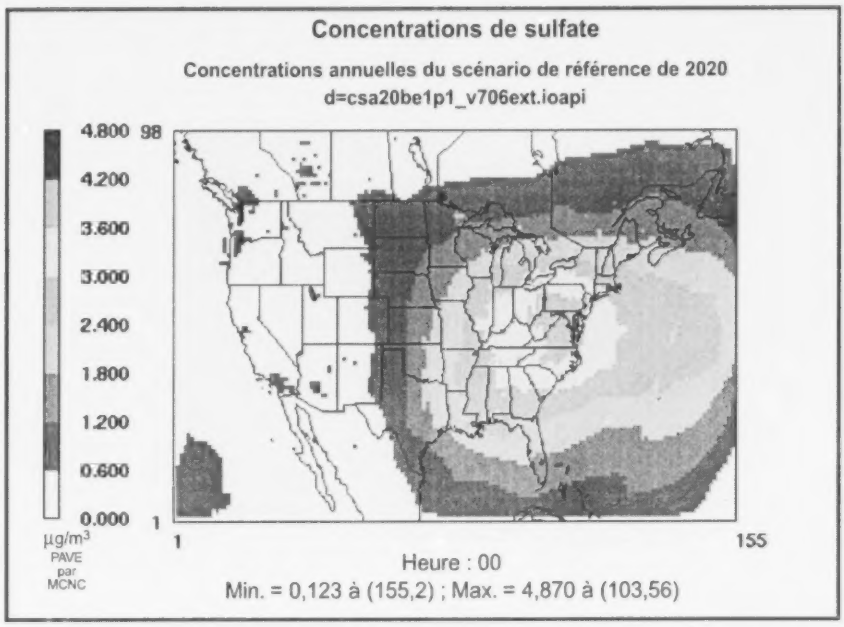


Figure 5.6a - Concentrations annuelles moyennes de $SO_4^=$ du scénario de référence de 2020

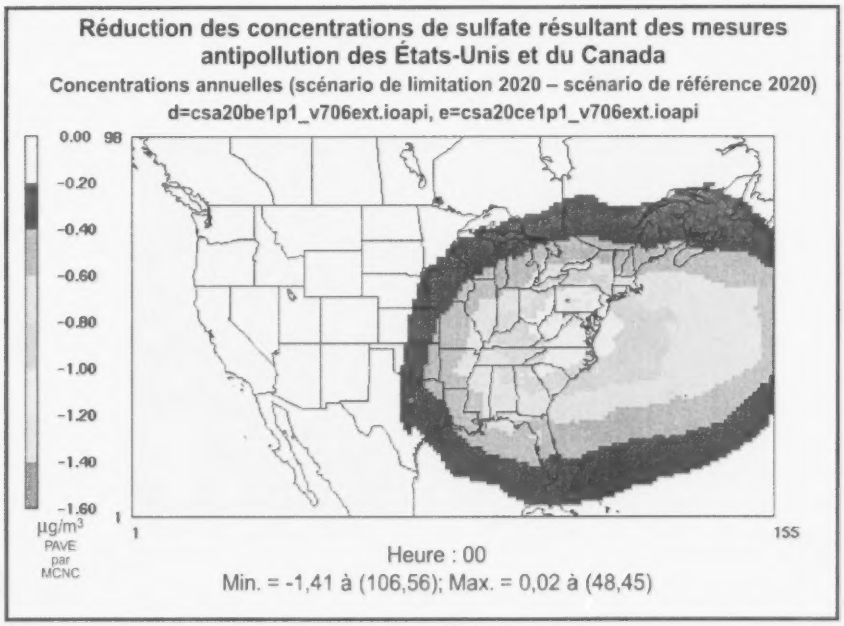


Figure 5.6b - Réductions en 2020 des concentrations annuelles de $SO_4^=$ résultant des mesures antipollution

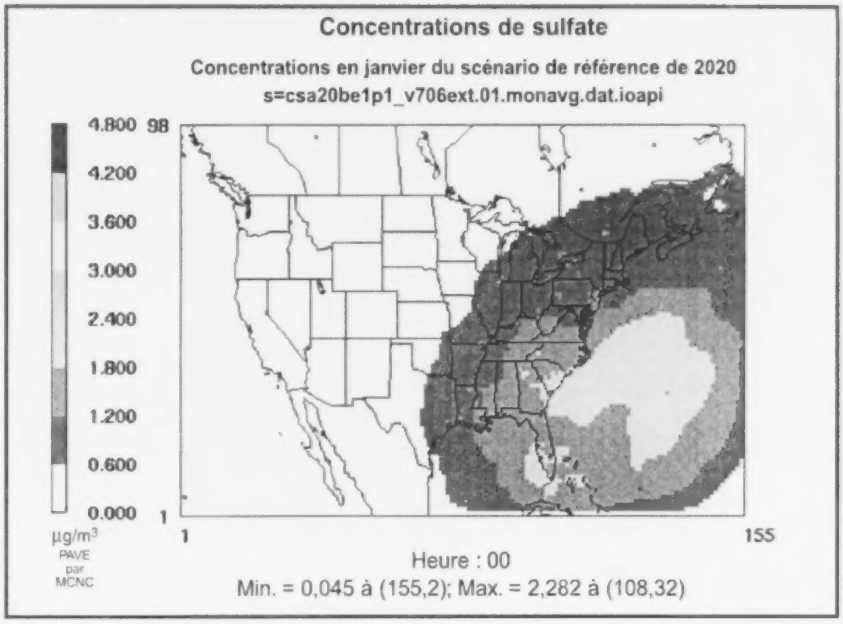


Figure 5.7a - Concentrations moyennes de $SO_4^=$ en janvier du scénario de référence de 2020

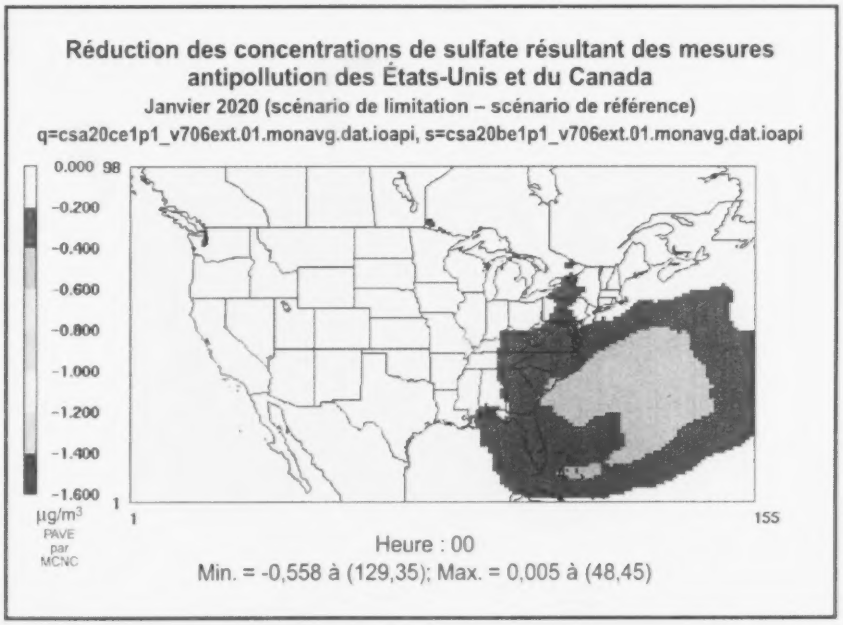


Figure 5.7b - Réductions en janvier 2020 des concentrations de $SO_4^=$ résultant des mesures antipollution

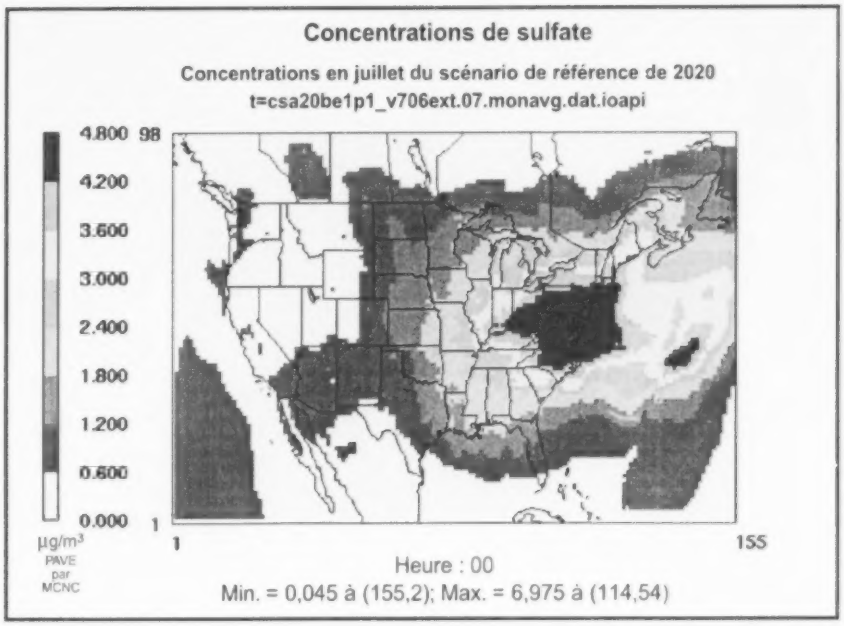


Figure 5.8a - Concentrations moyennes de $SO_4^=$ en juillet du scénario de référence de 2020

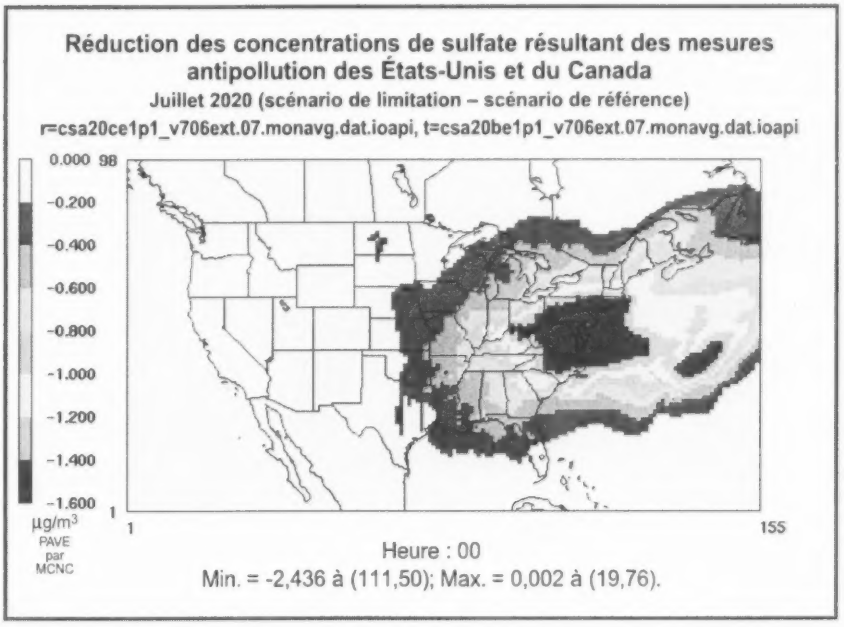


Figure 5.8b - Réductions en juillet 2020 des concentrations de $SO_4^=$ résultant des mesures antipollution

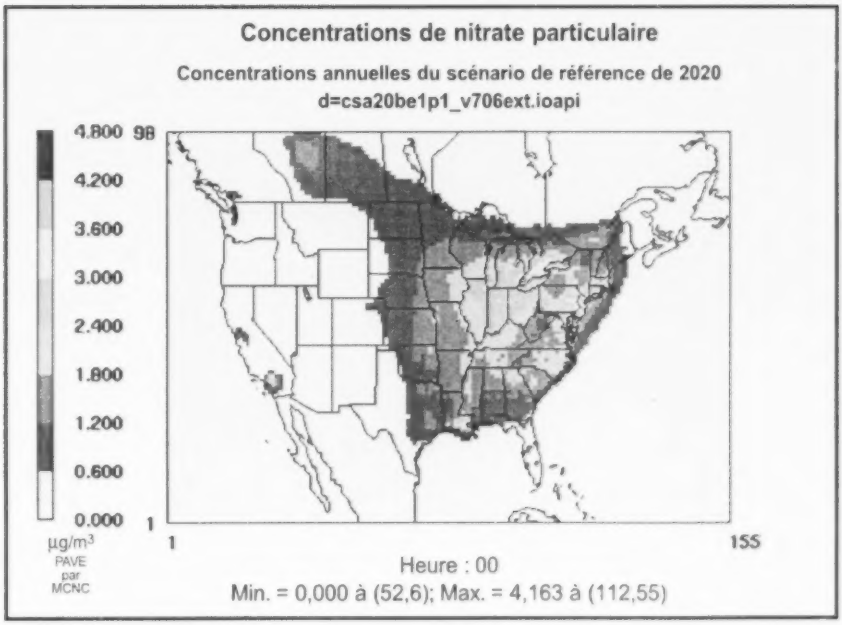


Figure 5.9a - Concentrations annuelles moyennes de NO_3^- du scénario de référence de 2020

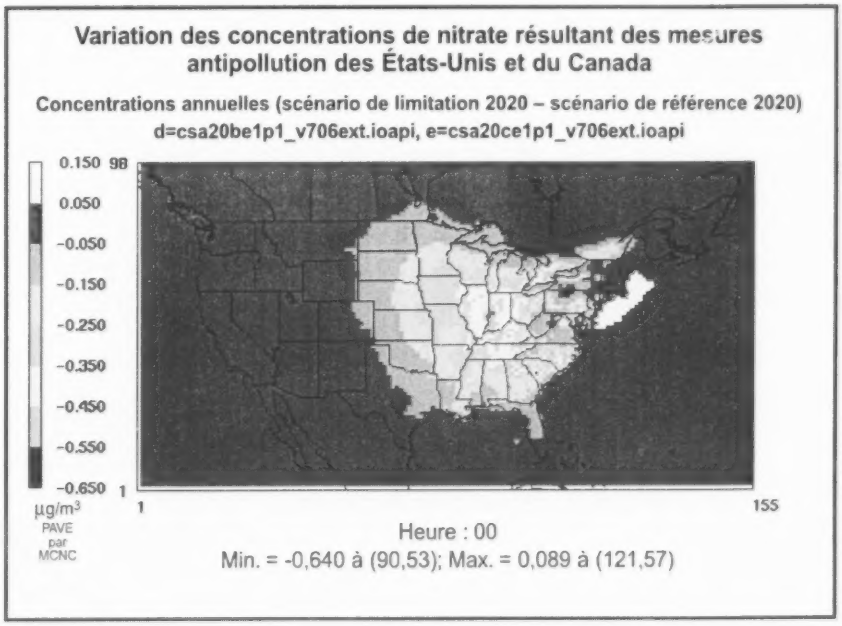


Figure 5.9b - Réductions en 2020 des concentrations annuelles de NO_3^- résultant des mesures antipollution

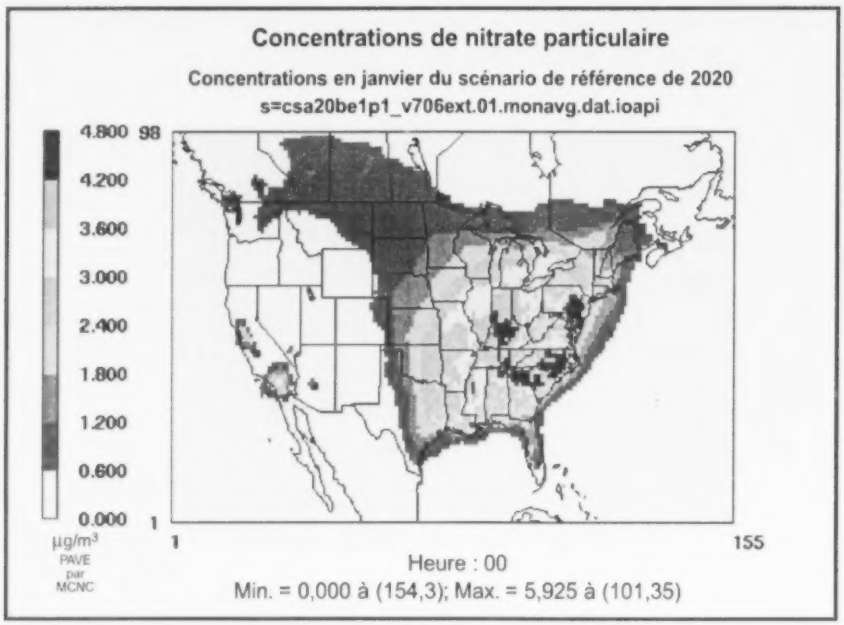


Figure 5.10a - Concentrations moyennes de NO_3^- en janvier du scénario de référence de 2020

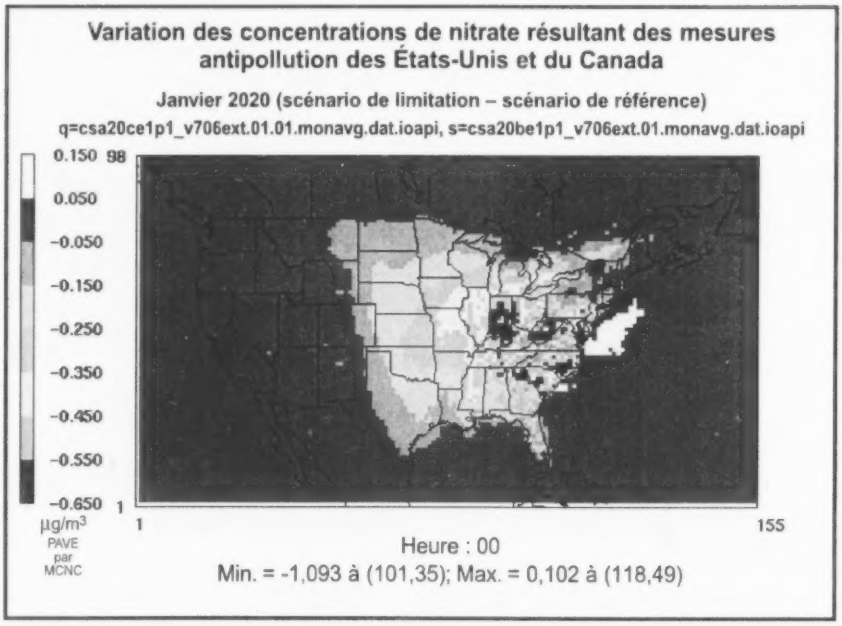


Figure 5.10b - Réductions en janvier 2020 des concentrations de NO_3^- résultant des mesures antipollution

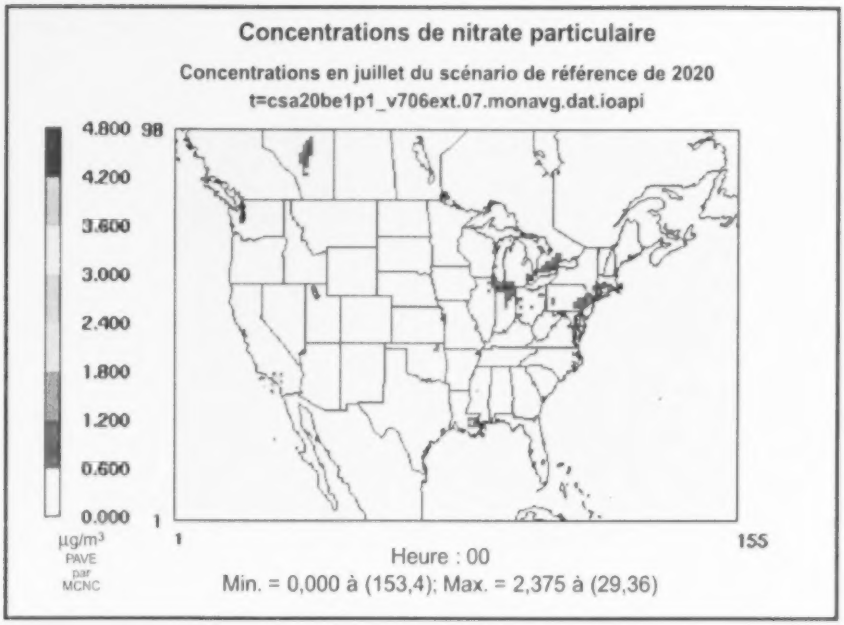


Figure 5.11a - Concentrations moyennes de NO_3^- en juillet du scénario de référence de 2020

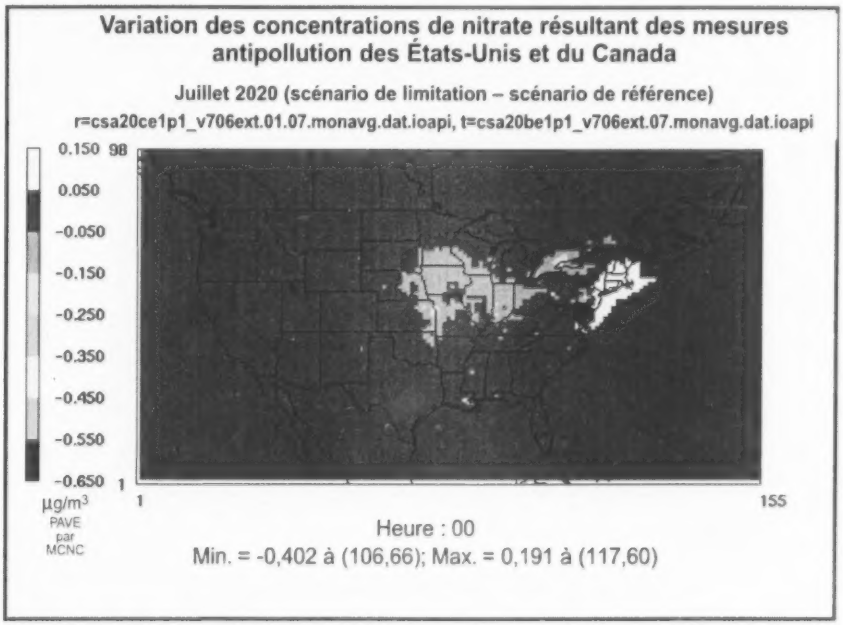


Figure 5.11b - Réductions en juillet 2020 des concentrations de NO_3^- résultant des mesures antipollution

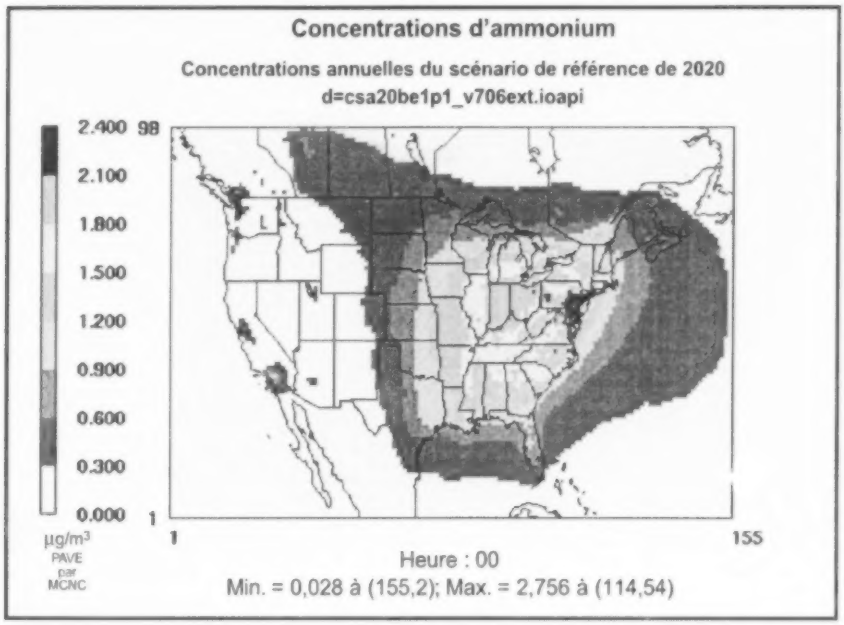


Figure 5.12a - Concentrations annuelles moyennes de NH_4^+ du scénario de référence de 2020

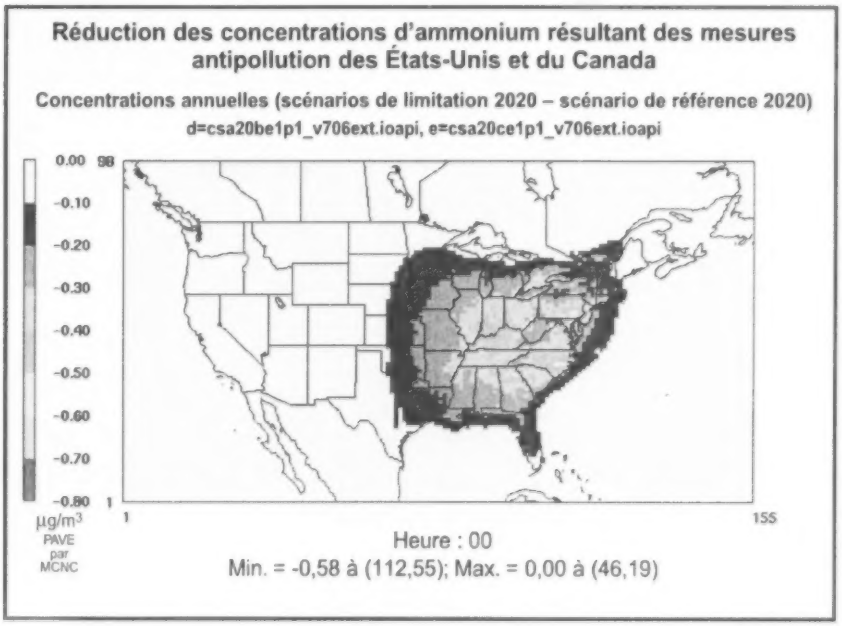


Figure 5.12b - Réductions en 2020 des concentrations annuelles de NH_4^+ résultant des mesures antipollution

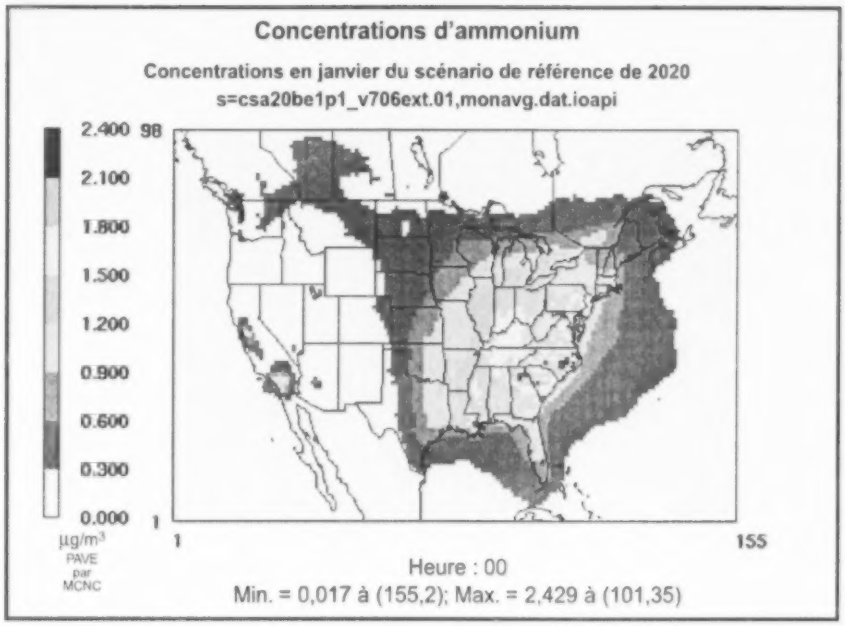


Figure 5.13a - Concentrations moyennes de NH_4^+ en janvier du scénario de référence de 2020

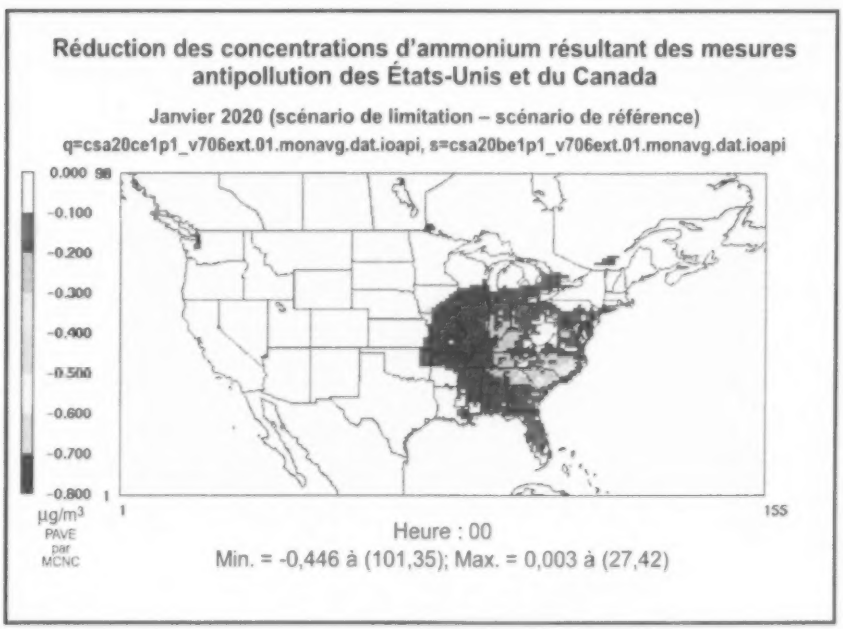


Figure 5.13b - Réductions en janvier 2020 des concentrations de NH_4^+ résultant des mesures antipollution

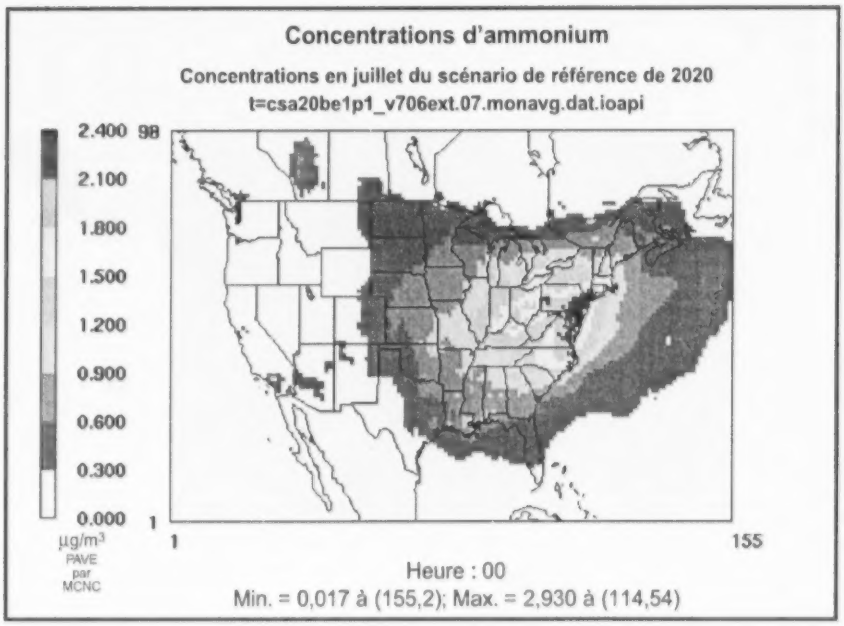


Figure 5.14a - Concentrations moyennes de NH_4^+ en janvier du scénario de référence de 2020

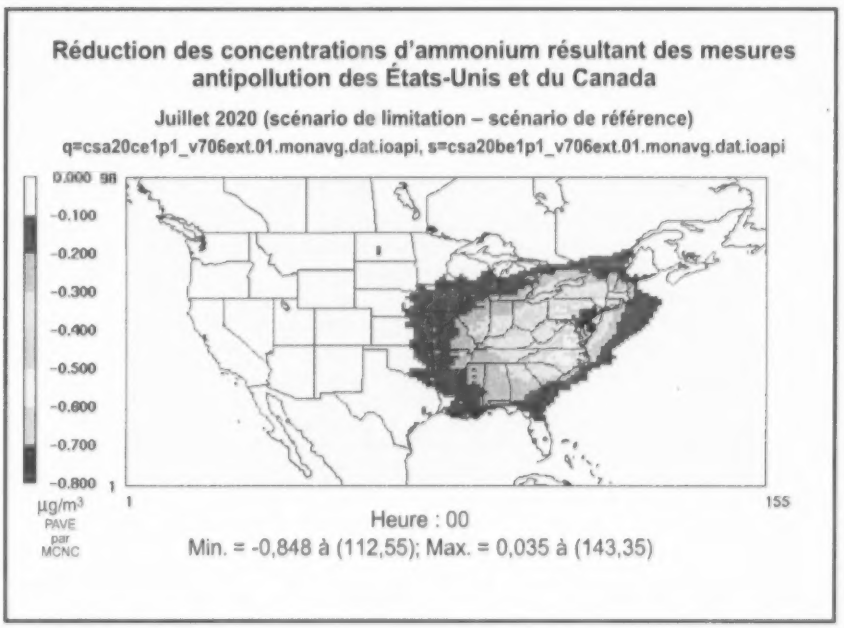


Figure 5.14b - Réductions en janvier 2020 des concentrations de NH_4^+ résultant des mesures antipollution

5.1.2 Conclusions

Les $P_{2,5}$ sont composées de $SO_4^=$, de NO_3^-, de NH_4^+, de carbone organique et élémentaire, de sol et d'autres composants. Les mesures de réduction américaines et canadiennes qui devraient être mises en place auront pour effet de réduire les concentrations de $P_{2,5}$ dans les deux pays en 2010 et 2020, mais la réduction devrait être supérieure en 2020. La réduction des concentrations de $P_{2,5}$ est plus importante dans la partie est du domaine modélisé que dans la partie ouest. L'imposition de mesures de réduction donne lieu à une baisse des émissions de SO_2 et de NO_x et cette baisse se traduit par des réductions correspondantes des émissions de $SO_4^=$ et de NO_3^- particulaires aux États-Unis et au Canada. Les concentrations de sulfate sont les plus élevées et sont les plus réduites au cours de l'été tandis que les concentrations de NO_3^- particulaire sont les plus élevées et les plus réduites pendant l'hiver. Les stratégies qui devraient être appliquées d'ici 2020 ne visent pas les émissions de NH_3, mais on prévoit que les concentrations de NH_4^+ seront réduites dans les deux pays. Les émissions d'ammoniac participent à des réactions avec le SO_2 et les NO_x gazeux qui donnent lieu à la formation de particules de $(NH_4)_2SO_4$ et de NH_4NO_3. Lorsqu'il y a réduction des émissions de SO_2 et de NO_x, il y en a moins pouvant réagir avec les émissions de NH_3 et ainsi former du NH_4^+. Par conséquent, la réduction des émissions de SO_2 et de NO_x donne lieu dans le même temps à une réduction des concentrations de NH_4^+ particulaire qui s'ajoute à celle des concentrations ambiantes de $SO_4^=$ et de NO_3^-. La réduction du NH_4^+ au cours de l'hiver s'explique surtout par celle du NH_4^+ du NH_4NO_3 et la réduction du NH_4^+ au cours de l'été par celle du NH_4^+ du $(NH_4)_2SO_4$. Comme les mesures de réduction que l'on prévoit instaurer ne visent que les émissions de SO_2 et de NO_x, elles n'auront pas pour effet de réduire le carbone organique et le carbone noir, les particules de sol et d'autres composants des $P_{2,5}$. On prévoit que l'application des mesures de réduction américaines et canadiennes réduira de façon importante les zones des deux pays où la norme américaine de 15 $\mu g/m^3$ de concentration annuelle est dépassée.

5.2 RÉSULTATS DE LA MODÉLISATION PAR LE MODÈLE AURAMS DE LA STRATÉGIE DE RÉDUCTION DES ÉMISSIONS

Le modèle AURAMS (système de modélisation de la qualité de l'air à l'échelle régionale) est un nouveau système de modélisation régionale épisodique des particules par résolution de taille et de composition qui a été élaboré par le Service météorologique du Canada. L'AURAMS (version 0.30a) a été appliqué pour des périodes de deux semaines aux mêmes cinq scénarios d'émissions utilisés pour le REMSAD afin d'obtenir une évaluation indépendante des résultats relatifs de ces scénarios. La simulation a porté sur une période d'hiver et une période d'été afin de permettre l'examen de l'incidence saisonnière des réductions des émissions. Les simulations d'hiver portaient sur la période du 1er au 15 février 1998. Cette période a été choisie notamment à cause de l'occurrence d'un épisode régional hivernal de particules au cours de la deuxième semaine (Vet *et al.*, 2001). La période de simulation d'été s'étendait du 1er au 18 juillet 1995 et comprenait un épisode régional d'ozone (du 12 au 15 juillet) qui était associé à des concentrations élevées de particules tant au Canada qu'aux États-Unis. En outre, cet épisode s'est produit pendant la campagne sur le terrain du NARSTO de l'été 1995 portant sur l'ozone dans le nord-est, de sorte que l'on disposait de données mesurées améliorées pour cette période (p. ex., Ryan *et al.*, 1998).

L'AURAMS est un modèle plus complexe que le REMSAD sous plusieurs aspects importants, notamment sa représentation des mécanismes chimiques en phase gazeuse (mécanisme ADOM-II plutôt que micro-CB-IV), sa chimie hétérogène (HETV plutôt que MARS-A) et sa distribution de tailles des $P_{2,5}$ (8 gammes plutôt qu'une seule). Le programme est aussi beaucoup plus exigeant en matière de calculs. Aux fins du présent rapport, l'AURAMS a été appliqué à cinq scénarios pour une période de quatre semaines tandis que le REMSAD l'a été pour les mêmes cinq scénarios mais pour une période d'une année. Étant donné l'écart de sophistication des modèles et les différentes périodes d'application, il est utile d'examiner la similitude (qualitative) des résultats des deux modèles et des conclusions tirées pour les mêmes scénarios.

5.2.1 Configuration du modèle, fichiers d'émissions et post-traitement

Le domaine de modélisation horizontal utilisé pour toutes les simulations de la qualité de l'air par l'AURAMS est présenté dans la figure 5.15. Ce domaine est formé de points de grille répartis à raison de 85 par 105 et les intervalles de la grille sont de 42 km. La configuration verticale du modèle comporte 29 niveaux s'élevant à 22 km environ au-dessus du sol. Dix-neuf de ces niveaux se trouvent à moins de 5 km d'altitude. Les intervalles de temps sont de 15 minutes.

Deux ensembles de champs météorologiques ont été préparés pour la conduite des simulations AURAMS : un pour les simulations d'été et l'autre pour les simulations d'hiver. Le modèle Global Environmental Multiscale, ou GEM (Côté *et al.*, 1993; 1998a, b), en version 3.0.3, avec la version 3.8 pour les éléments physiques, a été utilisé de pair avec la configuration régionale à grille variable du Centre météorologique canadien pour l'obtention des champs météorologiques. La grille régionale du GEM est uniforme et comporte des intervalles de 24 km à l'horizontale pour toute l'Amérique du Nord et 28 niveaux à la verticale atteignant jusqu'à 10 hPa (30 km environ). Il a été nécessaire de procéder à une interpolation à l'horizontale des champs météorologiques pour passer des intervalles de 24 km de la grille GEM à ceux de 42 km de la grille AURAMS. Une interpolation à la verticale a aussi été faite pour transformer les coordonnées verticales h de la grille GEM en coordonnées verticales Gal-Chen modifiées de l'AURAMS. L'intervalle de temps du GEM étant de 7,5 minutes, on en a utilisé les seconds intervalles pour l'AURAMS.

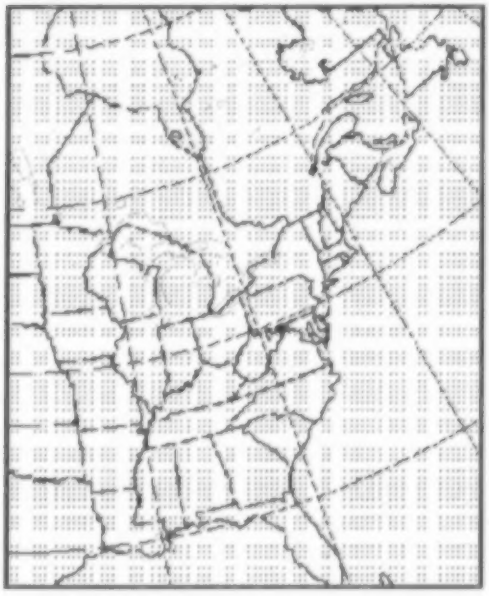


Figure 5.15 - AURAMS domain for all simulations (85x105 grid points, Δx=42 km). For each simulation period, one "present-day" AURAMS base simulation was run along with four future-year emission reduction scenario simulations. In all, ten AURAMS simulations were available to be compared either to observations or to each other. All of the future-year scenario runs were identical in all respects to their present-day base simulation except for the anthropogenic emission files that were provided to the model.

Tel que traité dans le chapitre 4, dix ensembles différents de fichiers d'émissions anthropiques ont été établis, cinq pour la période d'hiver et cinq pour la période d'été. On a utilisé, pour les deux simulations de scénarios de référence du jour actuel, les données des inventaires des émissions canadiens de 1990 et 1995 et américains de 1990 et 1996 pour la production des fichiers des émissions. En ce qui a trait aux scénarios de réduction des émissions d'années ultérieures, quatre ensembles de fichiers d'émissions ont été préparés pour l'année 2010 et quatre pour l'année 2020. Pour chacune de ces années, il y avait deux scénarios d'émissions « approuvés » (ou de référence) - un pour l'hiver et un pour l'été - et deux scénarios « proposés » (ou de « limitation »). Les scénarios d'émissions « approuvés » se limitaient aux effets de la législation qui a déjà été adoptée, tant aux États-Unis qu'au Canada. Les scénarios « proposés » comprenaient aussi les effets de quelques mesures législatives importantes faisant encore l'objet de discussions aux États-Unis ou au Canada (voir le chapitre 4).

Les dix scénarios sont résumés dans le tableau 5.1 et l'on trouve dans le tableau 5.2 un résumé des écarts relatifs des émissions anthropiques de $P_{2,5}$ primaires et de précurseurs gazeux entre les trois paires de scénarios (tableau 4.2). Il est à noter dans le tableau 5.2 que la variation des émissions entre le scénario de référence de 2010 et celui de 2020 diffère de façon qualitative de la variation des émissions notée entre les paires formées du scénario de référence de 2010 et du scénario de limitation de 2010 et celles formées du scénario de référence de 2020 et du scénario de limitation de 2020. Plus d'espèces présentent des

Tableau 5.1 Caractéristiques de dix simulations AURAMS

Description	Épisode	Années d'émissions	Réductions intégrées
de référence, été 1995	1-18 juillet 1995	1995 Can. / 1996 É.-U.	aucune
de référence, été 2010	1-18 juillet 1995	2010	approuvées
de référence, été 2020	1-18 juillet 1995	2020	approuvées
de limitation, été 2010	1-18 juillet 1995	2010	proposées
de limitation, été 2020	1-18 juillet 1995	2020	proposées
de référence, hiver 1995	1-15 février 1998	1995 Can. / 1996 É.-U.	aucune
de référence, hiver 2010	1-15 février 1998	2010	approuvées
de référence, hiver 2020	1-15 février 1998	2020	approuvées
de limitation, hiver 2010	1-15 février 1998	2010	proposées
de limitation, hiver 2020	1-15 février 1998	2020	proposées

Tableau 5.2 Écarts en pourcentages entre les émissions de $P_{2,5}$ primaires et de précurseurs de particules dans le domaine AURAMS pour les trois paires de scénarios (fondés sur le tableau 4.2). Une valeur positive indique une augmentation des émissions lorsque l'on passe du premier au deuxième scénario de la paire

Polluants émis	2010R vs 2020R			2010R vs 2010L			2020R vs 2020L		
	Can.	É.-U.	Dom.	Can.	É.-U.	Dom.	Can.	É.-U.	Dom.
$P_{2,5}$	10,9	0,1	2,1	-0,6	0,0	-0,1	-0,9	0,0	-0,1
SO_2	-9,7	-5,1	-5,6	-12,2	-25,2	-23,9	-15,1	-34,1	-32,3
NO_x	-8,7	-17,9	-17,2	-5,3	-10,4	-10,0	-7,2	-16,6	-15,9
COV	8,7	1,0	1,7	-4,5	0,0	-0,5	-5,4	0,0	-0,6
NH_3	0,0	4,7	4,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

variations d'émissions dans les deux directions dans la première paire de scénarios, comparativement aux deux autres paires. Dans le cas des émissions biogènes, les fichiers d'émissions d'hiver et d'été ont été générés à partir de chacun des deux ensembles de données météorologiques. Les mêmes fichiers d'émissions biogènes d'hiver ont servi aux cinq simulations d'hiver et les mêmes fichiers d'émissions biogènes d'été ont servi aux cinq simulations d'été.

Seule la dernière partie de chaque simulation a été utilisée pour évaluer le rendement du modèle ou en résumer les résultats (voir l'annexe pour une évaluation du rendement du modèle AURAMS dans les deux simulations de référence du jour actuel). Cela fournit suffisamment de temps au modèle AURAMS pour se stabiliser au cours de la première semaine de chaque simulation. Une période de deux jours paraît généralement suffisante pour la chimie de l'ozone, mais des essais antérieurs avec l'AURAMS ont montré que de quatre à cinq jours pouvaient être nécessaires pour atteindre l'état d'équilibre dans le cas des particules. On a fait la moyenne des résultats des scénarios de réduction des émissions pour les neuf derniers jours de la période d'hiver (du 7 au 15 février 1998) et les 11 derniers jours de la période d'été (du 8 au 18 juillet 1995).

5.2.2 Évaluation des incidences de la réduction des émissions

5.2.2.1 *Hiver*

Les figures 5.16 à 5.19 résument les résultats du modèle AURAMS pour les simulations de scénarios d'hiver. Les quatre images des figures 5.16 et 5.18 montrent les champs de concentrations troposphériques prévus pour la masse des $P_{2,5}$ et les $P_{2,5}$ $SO_4^=$, NH_4^+ et NO_3^- dont la moyenne a été faite pour les neuf derniers jours des simulations (du 7 au 15 fév. 1998) pour les scénarios de référence de 2010 et de 2020. La gamme de couleurs utilisée pour les tracés des concentrations de particules du REMSAD de la section 5.1 a été utilisée pour les tracés de l'AURAMS.

mais il est à noter que les équidistances des courbes choisies pour les tracés de l'AURAMS sont plus importantes que celles des tracés du REMSAD. Ce choix résulte des durées plus courtes utilisées pour faire les moyennes des résultats des épisodes avec l'AURAMS (9 jours plutôt que 91 ou 365 jours), ce qui donne une plus grande variabilité car la période de 9 jours englobe un épisode de $P_{2,5}$ et, par conséquent, des valeurs maximales plus élevées. Les couleurs plus « chaudes » indiquent des concentrations plus élevées.

L'examen des figures 5.16 et 5.18 montre clairement que le NH_4NO_3 sera le principal composé inorganique des $P_{2,5}$ pendant cette période car les champs de la masse du NH_4^+ et des $P_{2,5}$ présentent des distributions semblables à celles des champs du nitrate. Le sulfate est présent à raison de 3 à 5 µg/m³ dans la vallée de l'Ohio et le sud-est des États-Unis et continue d'être le composé inorganique dominant dans le sud-est (p. ex., Géorgie, Floride, Alabama). Il est à noter que les valeurs élevées de $P_{2,5}$ prévues par l'AURAMS au-dessus de l'océan Atlantique ne résultent pas d'émissions anthropiques, mais plutôt d'émissions de sel de mer en provenance de l'océan qui s'expliquent par les vents forts d'hiver. Par ailleurs, les émissions prévues de sel de mer s'expliquant exclusivement par les conditions météorologiques, elles seront donc les mêmes pour toutes les simulations d'hiver et s'annuleront au moment du calcul des écarts.

Le tableau 5.2 montre que, sur la base du domaine modélisé, les émissions de COV, de NH_3 et de $P_{2,5}$ primaires sont modérément supérieures dans le cas du scénario de référence de 2020 comparativement à celui de 2010 (respectivement de 2 %, 4 % et 2 %), tandis que les émissions de SO_2 et de NO_x sont respectivement inférieures de 6 % et 17 %. A priori, cela porte à croire que les concentrations de $P_{2,5}$, $SO_4^=$ devraient être inférieures dans le cas du scénario de référence de 2020, par rapport à celui de 2010, tandis que la masse totale des $P_{2,5}$ et les concentrations de $P_{2,5}$ NO_3^- et de $P_{2,5}$ NH_4^+ pourraient s'accroître ou décroître. La comparaison des figures 5.16 et 5.18 montre que la masse maximale des $P_{2,5}$ s'accroît légèrement, que la concentration maximale de $P_{2,5}$ NO_3^- diminue légèrement et que la concentration maximale de $P_{2,5}$ NH_4^+ s'accroît légèrement dans le cas du scénario de référence pour 2020, comparativement à celui pour 2010. Par ailleurs, la valeur maximale des $P_{2,5}$ $SO_4^=$ augmente aussi, même si les émissions de SO_2 ont diminué. Une analyse plus poussée donne une explication probable de l'augmentation de la concentration de $SO_4^=$ en hiver notée en dépit d'une diminution des émissions de SO_2. Celle-ci a trait à une augmentation des concentrations d'oxydants (OH et O_3) et, par conséquent, à une transformation en phase gazeuse ou aqueuse du SO_2 en $SO_4^=$ s'expliquant par une diminution simultanée des émissions de NO_x. Cette explication est conforme aux champs prévus de NO_2 et de O_3 troposphériques au sud des Grands Lacs pour les deux scénarios (non montrés) où l'on note que le champ du NO_2 du scénario de référence de 2020 est supérieur de quelques ppb à celui du scénario de limitation et que le champ de O_3 du scénario de référence de 2020 est inférieur de quelques ppb à celui du scénario de limitation de la même année, ce qui porte à croire à une réduction de l'utilisation de O_3 par le NO_2 dans le scénario de limitation de 2020. La possibilité de telles réponses non linéaires des concentrations de $SO_4^=$ dans le cas de scénarios de réduction d'émissions multiples a été proposée (p. ex., Stein et Lamb, 2002).

Les quatre images des figures 5.17 et 5.19 montrent les écarts des champs de la masse des $P_{2,5}$ et des $P_{2,5}$ $SO_4^=$, NH_4^+ et NO_3^- troposphériques prévus moyens au cours des neuf derniers jours des simulations d'hiver (du 7 au 15 février 1998) pour le scénario de limitation de 2010 moins le scénario de référence de 2010 et pour le scénario de limitation de 2020 moins le scénario de référence de 2020. Ici aussi, la gamme des couleurs utilisée pour les tracés des écarts des concentrations des particules du REMSAD de la section 5.1 a été utilisée pour l'AURAMS, mais les équidistances des courbes choisies pour les tracés de l'AURAMS sont plus importantes que celles des tracés du REMSAD. Les courbes sont aussi légèrement décalées. Dans le cas des écarts des champs des masses des $P_{2,5}$ et des $P_{2,5}$ par rapport au NH_4^+, le « gris » correspond à un écart positif, les couleurs bleutées à de petits écarts négatifs et les couleurs plus « chaudes » à des écarts négatifs plus importants. Il est à noter qu'un écart négatif signifie une réduction quand l'on passe du scénario de référence au scénario de limitation (c'est-à-dire que le champ du scénario de limitation prévu est plus petit que le champ du scénario de référence prévu). Le champ des écarts des $P_{2,5}$ NO_3^- exige un traitement particulier car on prévoit des augmentations et des diminutions d'envergure comparable. Par conséquent, la valeur de l'écart zéro correspond au bleu pâle du centre de la barre des couleurs.

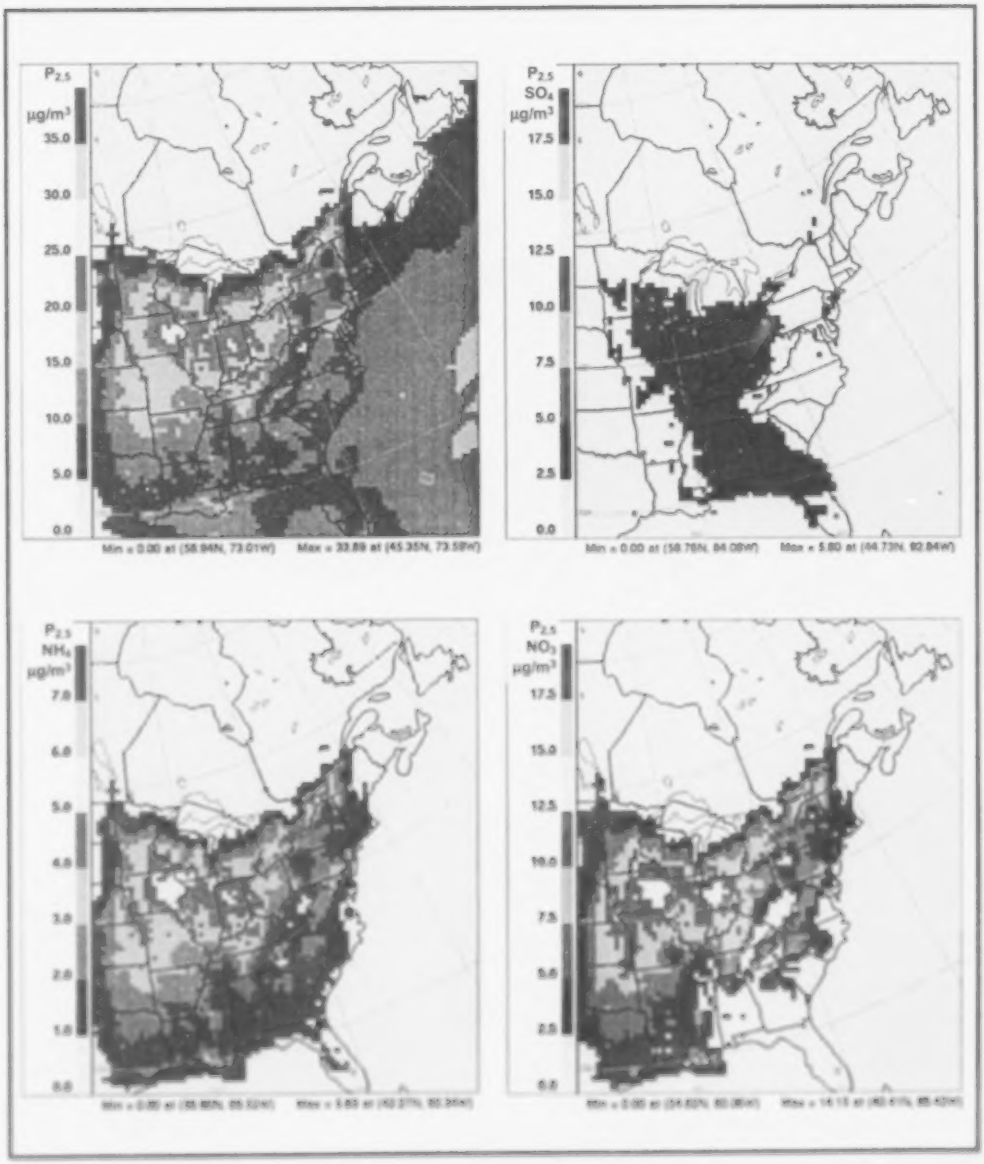


Figure 1.10 – Moyenne sur neuf jours du champ des concentrations massiques des $P_{2.5}$ et des champs des concentrations des composants chimiques inorganiques générés par l'AURAMS pendant la période d'hiver du 7 au 15 février 1998 pour les émissions du scénario de référence pour l'année 2000 : en en haut à gauche – masse des $P_{2.5}$, en haut à droite – masse des $P_{2.5}$ SO_4^{2-}, en bas à gauche – masse des $P_{2.5}$ NH_4^+ et en bas à droite – masse des $P_{2.5}$ NO_3^-. Tous les champs sont à l'altitude de 15 m et l'unité est le µg/m³.

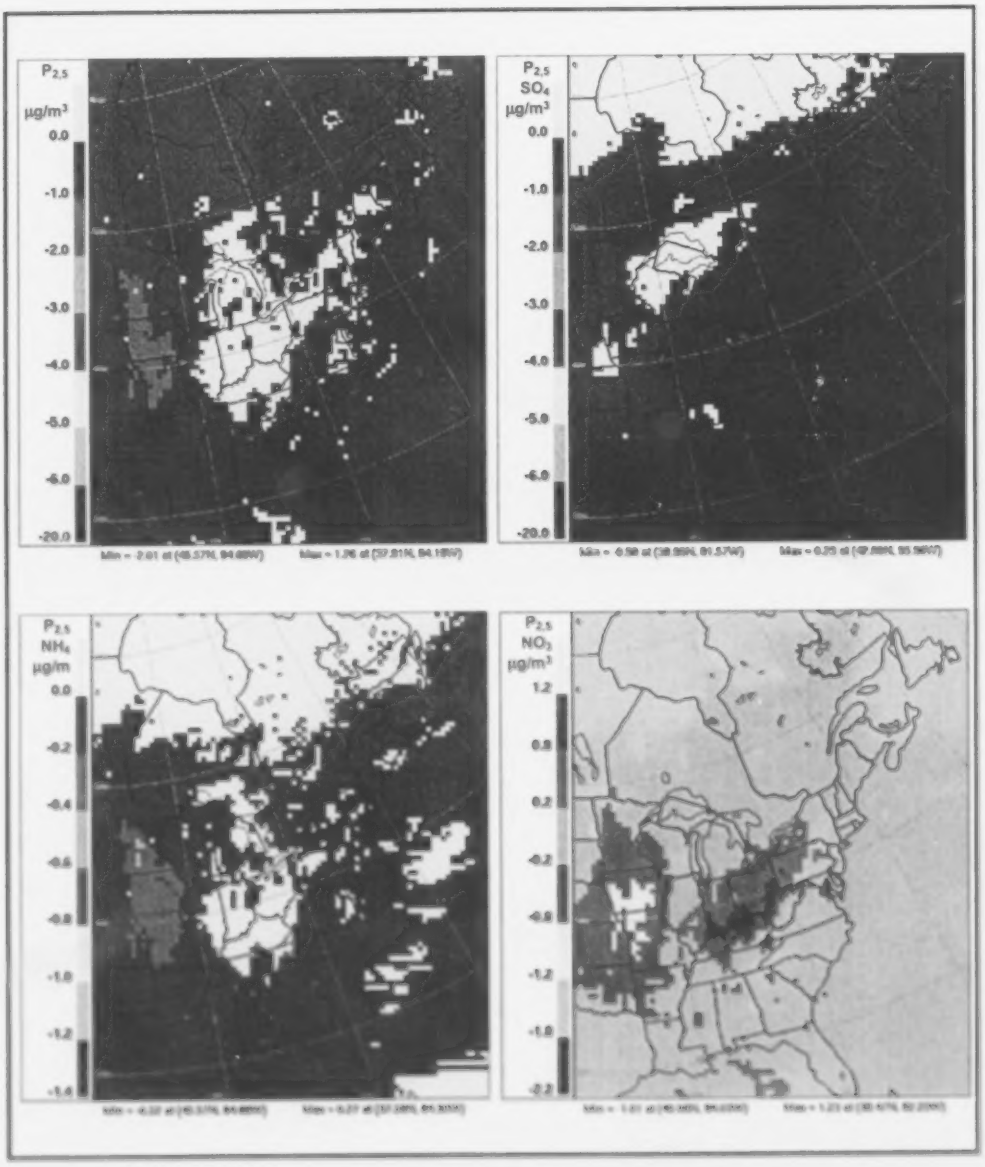


Figure 1.17 : Moyenne sur neuf jours du champ des écarts des concentrations massiques des $P_{2.5}$ et des champs des écarts des concentrations des composants chimiques inorganiques prévus par UAM/AMS pendant la période d'hiver du 7 au 15 février 1988 pour les émissions du scénario de limitation moins celles du scénario de référence pour l'année 2010 : a) en haut à gauche - masse des $P_{2.5}$, b) en haut à droite - masse des $P_{2.5}$ SO_4^{2-}, c) en bas à gauche - masse des $P_{2.5}$ NH_4^+ et d) en bas à droite - masse des $P_{2.5}$ NO_3^-. Tous les champs sont à l'altitude de 15 m et l'unité est le µg/m³. Les valeurs négatives indiquent une diminution des valeurs du scénario de limitation par rapport au scénario de référence, pour l'année 2010.

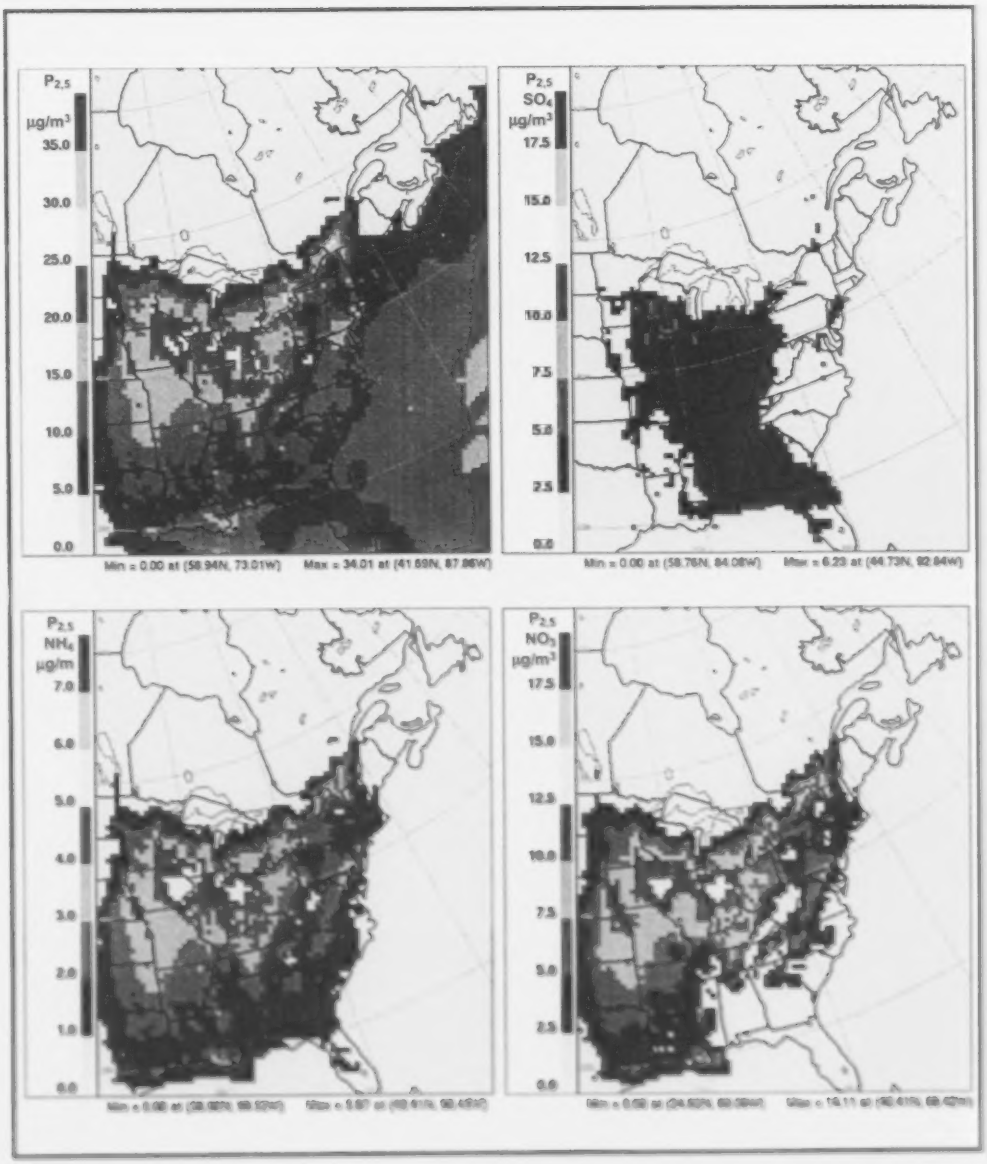


Figure 5.xii - Valeurs correspondant à celles de la figure 5.1k, mais pour les émissions du scénario de référence de 2020

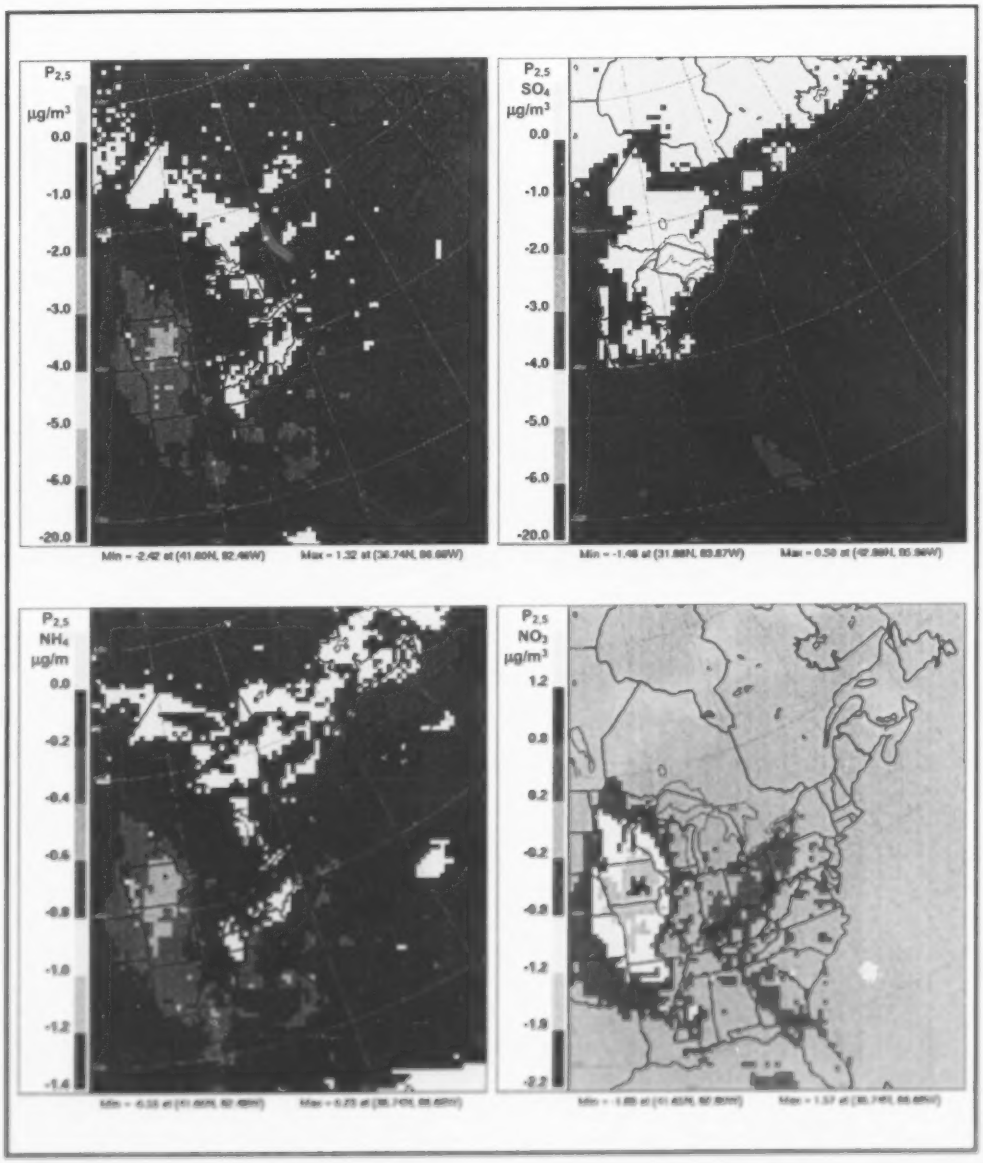


Figure 5.19 - Valeurs correspondant à celles de la figure 5.17, mais pour les valeurs du scénario de limitation de 2020 moins celles du scénario de référence de 2020.

La comparaison des simulations d'hiver des scénarios de limitation pour les années 2010 et 2020 avec les simulations correspondantes des scénarios de référence (figures 5.17 et 5.19) montre que les réductions supplémentaires des émissions de SO_2 et de NO_x proposées, qui s'ajoutent à celles de la législation actuelle (« approuvée »), donnent lieu à une petite réduction nette de la masse des $P_{2,5}$ dans la basse atmosphère en hiver dans la plus grande partie du domaine AURAMS, mais de petites augmentations de la masse des $P_{2,5}$ pouvant atteindre 1 $\mu g/m^3$ sont prévues dans la vallée de l'Ohio. La raison d'une telle réponse non linéaire lorsque les émissions de SO_2 et de NO_x sont réduites de façon appréciable (respectivement de 24 % et de 10 % et de 32 % et de 16 % par domaine) et que les émissions des autres espèces demeurent essentiellement inchangées (voir le tableau 5.2) peut se trouver dans le comportement de ces trois ions inorganiques des $P_{2,5}$.

Les $P_{2,5}$ $SO_4^=$ et NH_4^+ présentent des réductions dans la plupart du domaine, mais il n'en est pas de même pour les $P_{2,5}$ NO_3^-. On sait qu'il existe une limitation par le NH_3 dans la région située à l'est du Mississippi, où les concentrations de $SO_4^=$ sont élevées et celles du NH_4^+ faibles (p. ex., figure 5.16b-c). D'importantes réductions des émissions de SO_2 dans cette région provoqueront une baisse des concentrations de $SO_4^=$ et pourront donner lieu à une « substitution du NO_3^- », un phénomène par lequel la réduction des concentrations de $SO_4^=$ peut libérer du NH_3 gazeux pouvant réagir avec le HNO_3 vaporisé pour former du NH_4NO_3 (p. ex., West *et al.*, 1999). Un tel phénomène a pour résultat net une petite réduction ou même une augmentation des concentrations de $P_{2,5}$. Mais à l'ouest du Mississippi, où les concentrations de $SO_4^=$ sont inférieures et le NH_4NO_3 plus abondant, les diminutions des émissions de NO_x donnent lieu à la réduction prévue des concentrations de NO_3^- particulaire. Les diminutions sont plus importantes pour la paire de scénarios de limitation de 2020, ce qui est conforme aux plus importantes réductions de NO_x de ce scénario.

5.2.2.2 Été

Les figures 5.20 à 5.23 résument les prévisions des $P_{2,5}$ de l'AURAMS pour les simulations de l'épisode d'été. Les figures 5.20 et 5.22 sont les contreparties d'été des figures 5.16 et 5.18 qui s'appliquent à la période d'hiver. Les quatre images des figures 5.20 et 5.22 montrent les champs troposphériques prévus des concentrations massiques de $P_{2,5}$ et des concentrations des $P_{2,5}$ $SO_4^=$, NH_4^+ et NO_3^- moyennes pour les 11 derniers jours des simulations (du 8 au 18 juillet 1995) pour les scénarios de référence de 2010 et de 2020. La gamme des couleurs et les équidistances des courbes sont les mêmes pour ces deux figures ainsi que pour les deux figures de la période d'hiver, ce qui facilite la comparaison des variations saisonnières.

Les apports relatifs du $SO_4^=$ et du NO_3^- particulaires de la période d'été sont l'inverse de ceux de la période d'hiver. Les figures 5.20 et 5.22 montrent clairement que le $SO_4^=$ sera le principal composant des $P_{2,5}$ pendant l'été dans la partie est de l'Amérique du Nord, le $SO_4^=$ représentant plus de la moitié de la masse des $P_{2,5}$ à l'est du Mississippi. (Il est à noter que l'équidistance des courbes du $SO_4^=$ correspond exactement à la moitié de celle des $P_{2,5}$.) Par ailleurs, le NO_3^- particulaire prévu constitue un composant mineur limité à quelques zones où les émissions de NH_3 sont élevées et les concentrations de $SO_4^=$ plus faibles. Il est à noter que les concentrations de $P_{2,5}$ prévues par l'AURAMS pour la partie ouest de l'océan Atlantique s'expliquent à la fois par le transport de polluants du continent et les émissions de sel de mer de la surface de l'océan. Cet apport des émissions de sel de mer est aussi évident dans le nord du Canada, au-dessus de la baie d'Hudson et de la baie James, où les concentrations de $P_{2,5}$ prévues en hiver sont de beaucoup inférieures à cause de la couverture de glace de mer (voir les figures 5.16 et 5.18).

Tel qu'indiqué dans la section 5.2.2.1, le tableau 5.2 montre que les émissions totales du domaine pour les COV, le NH_3 et les $P_{2,5}$ primaires sont plus importantes pour le scénario de référence de 2020 par rapport au scénario de référence de 2010, tandis que les émissions de SO_2 et de NO_x sont inférieures. A priori, cela porte à croire que les concentrations de $P_{2,5}$ $SO_4^=$ du scénario de référence de 2020 devraient être inférieures à celles du scénario de référence de 2010 tandis que la masse totale des $P_{2,5}$ et les concentrations de $P_{2,5}$ NO_3^- et de $P_{2,5}$ NH_4^+ pourraient s'accroître ou diminuer. La comparaison des figures 5.20 et 5.22 montre que la concentration maximale des $P_{2,5}$ $SO_4^=$ diminue pour le scénario de référence de 2020 (de 3 $\mu g/m^3$), que celle des $P_{2,5}$ NH_4^+ diminue légèrement (de 0.1 $\mu g/m^3$) et que celle des $P_{2,5}$ NO_3^- diminue aussi (de 1 $\mu g/m^3$), mais que la masse maximale des $P_{2,5}$ s'accroît légèrement (de 0.06 $\mu g/m^3$). La cause probable de l'augmentation prévue de la masse maximale des $P_{2,5}$ en été, en dépit d'une baisse des

concentrations de $SO_4^=$, de NO_3^- et de NH_4^+, est une importante augmentation des émissions locales de $P_{2,5}$ primaires (voir le tableau 5.2).

Les quatre images des figures 5.21 et 5.23 montrent les écarts des champs pour la masse des $P_{2,5}$ et des $P_{2,5}$ $SO_4^=$, NH_4^+ et NO_3^- troposphériques prévus moyens au cours des 11 derniers jours des simulations d'été (du 8 au 18 juillet 1995) pour le scénario de limitation de 2010 moins le scénario de référence de 2010 et pour le scénario de limitation de 2020 moins le scénario de référence de 2020. Ici aussi, la gamme des couleurs et l'équidistance des courbes utilisées pour ces deux figures sont identiques à celles des figures correspondantes pour la période d'hiver (figures 5.17 et 5.19), ce qui facilite la comparaison des variations saisonnières.

La comparaison des simulations des scénarios de limitation d'été de 2010 et de 2020 avec les simulations correspondantes des scénarios de référence (figures 5.17 et 5.19) montre que les réductions supplémentaires des émissions de SO_2 et de NO_x qu'il est proposé d'imposer en plus de la législation actuelle (« approuvée ») donnent lieu à des réductions de la masse des $P_{2,5}$ atteignant et dépassant même 6 µg/m³ dans la plus grande partie du domaine de l'AURAMS. Ces réductions dépendent de celles de la masse des $P_{2,5}$ $SO_4^=$ et des réductions connexes, mais de beaucoup inférieures, de la masse des $P_{2,5}$ NH_4^+.

Il est intéressant de noter que, comme pour la période d'hiver, une petite augmentation de la concentration des $P_{2,5}$ NO_3^- (de la gamme de 0,2 à 1,0 µg/m³) est prévue pour le nord-est des États-Unis et les États de l'Atlantique et du golfe du Mexique, cela en dépit d'une baisse générale des émissions de NO_x notée pour les deux paires de scénarios (respectivement de 10 % et de 16 %). Ici aussi, comme pour les simulations d'hiver, la cause probable est la substitution par le NO_3^-. Cette explication est appuyée par les écarts notés entre les figures 5.21b et 5.23b et les figures 5.21d et 5.23d dans le sud-est des États-Unis. La comparaison des figures 5.21b et 5.23b montre que la réduction prévue des concentrations de $SO_4^=$ en Alabama et dans l'est du Tennessee est passablement supérieure dans le cas de la paire de scénarios pour 2020 que dans celui de la paire pour 2010. Cette différence correspond aux variations géographiques des réductions imposées des émissions de SO_2. Si les réductions des émissions de SO_2 de la paire de scénarios de limitation de 2010 et de celles des scénarios de limitation de 2020 sont présentées sous forme d'un tableau régional, on constate que les réductions des émissions de SO_2 des paires de scénarios de 2010 et de 2020 sont respectivement de 33 % et de 35 % pour les États situés à proximité des Grands Lacs (MI, OH, KY, IN, IL, WI) et respectivement de 35 % et de 43 % pour les États du nord-est des États-Unis, mais qu'elles sont de 12 % et de 35 % respectivement pour les États du sud-est (NC, SC, GA, FL, AL, MS, TN). Cette diminution relativement plus importante des concentrations de $SO_4^=$ dans le sud-est s'accompagne d'une augmentation relativement plus élevée de celles des $P_{2,5}$ NO_3^- dans cette région, comparativement au nord-est des États-Unis ou aux Grands Lacs.

5.2.3 Comparaison avec les résultats du REMSAD

Des questions de représentativité interdisent de comparer directement les résultats des deux ensembles d'événements épisodiques des simulations de l'AURAMS avec les résultats annuels du REMSAD portant sur 1996, qui sont présentés dans la section 5.1. Les résultats mensuels du REMSAD pour janvier et juillet 1996, qui sont aussi présentés dans la section 5.1, offrent cependant des points de référence plus appropriés et permettent d'effectuer une comparaison qualitative des prévisions des deux modèles des écarts saisonniers des réponses atmosphériques aux mêmes réductions des émissions. [On ne peut effectuer une comparaison directe car les périodes de simulation et, par conséquent, les conditions météorologiques diffèrent.] Une telle comparaison fournit par ailleurs des indices à l'appui de la vraisemblance des prévisions des deux modèles (lorsque deux modèles indépendants concordent au moins de façon qualitative) ou permet de soulever des questions lorsque les prévisions ne concordent pas quantitativement et qualitativement (p. ex., Seigneur et Moran, 2003).

Dans le cas du scénario de référence de 2020 de mi-hiver, l'AURAMS et le REMSAD prévoient tous deux que le NH_4NO_3 sera le composé inorganique dominant dans l'est de l'Amérique du Nord (comparer la figure 5.18 et les figures 5.4a, 5.7a et 5.10a). Les deux modèles prévoient aussi une diminution d'ouest en est des écarts des $P_{2,5}$ NO_3^- le long du Midwest américain et de la vallée de l'Ohio en janvier 1996 (voir les figures 5.10b et 5.19d) ainsi que certaines augmentations du NO_3^- particulaire (inconvénients) découlant de réductions des émissions de NO_x.

Dans le cas du scénario de référence de 2020 en été, l'AURAMS et le REMSAD prévoient tous deux que

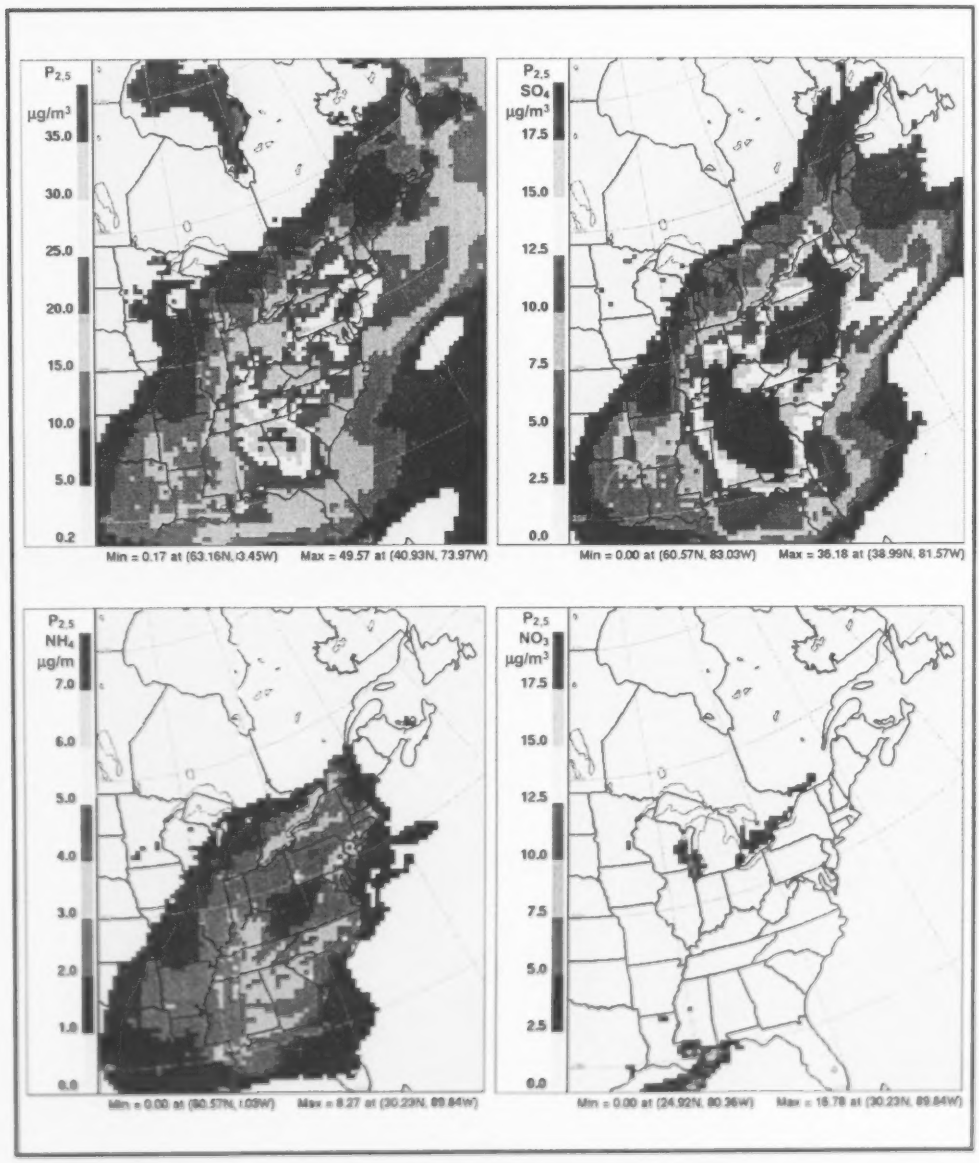


Figure 5.20 - Moyenne sur 11 jours du champ des concentrations massiques des $P_{2.5}$ et des champs des concentrations des composants chimiques inorganiques prévus par l'AURAMS pendant la période d'été du 8 au 18 juillet 1995 pour les émissions du scénario de référence par l'année 2010 : a) en haut à gauche - masse des $P_{2.5}$, b) en haut à droite - masse des $P_{2.5}$ $SO_4^=$, c) en bas à gauche - masse des $P_{2.5}$ NH_4^+ et d) en bas à droite - masse des $P_{2.5}$ NO_3^-. Tous les champs sont à l'altitude de 15 m et l'unité est le $\mu g/m^3$.

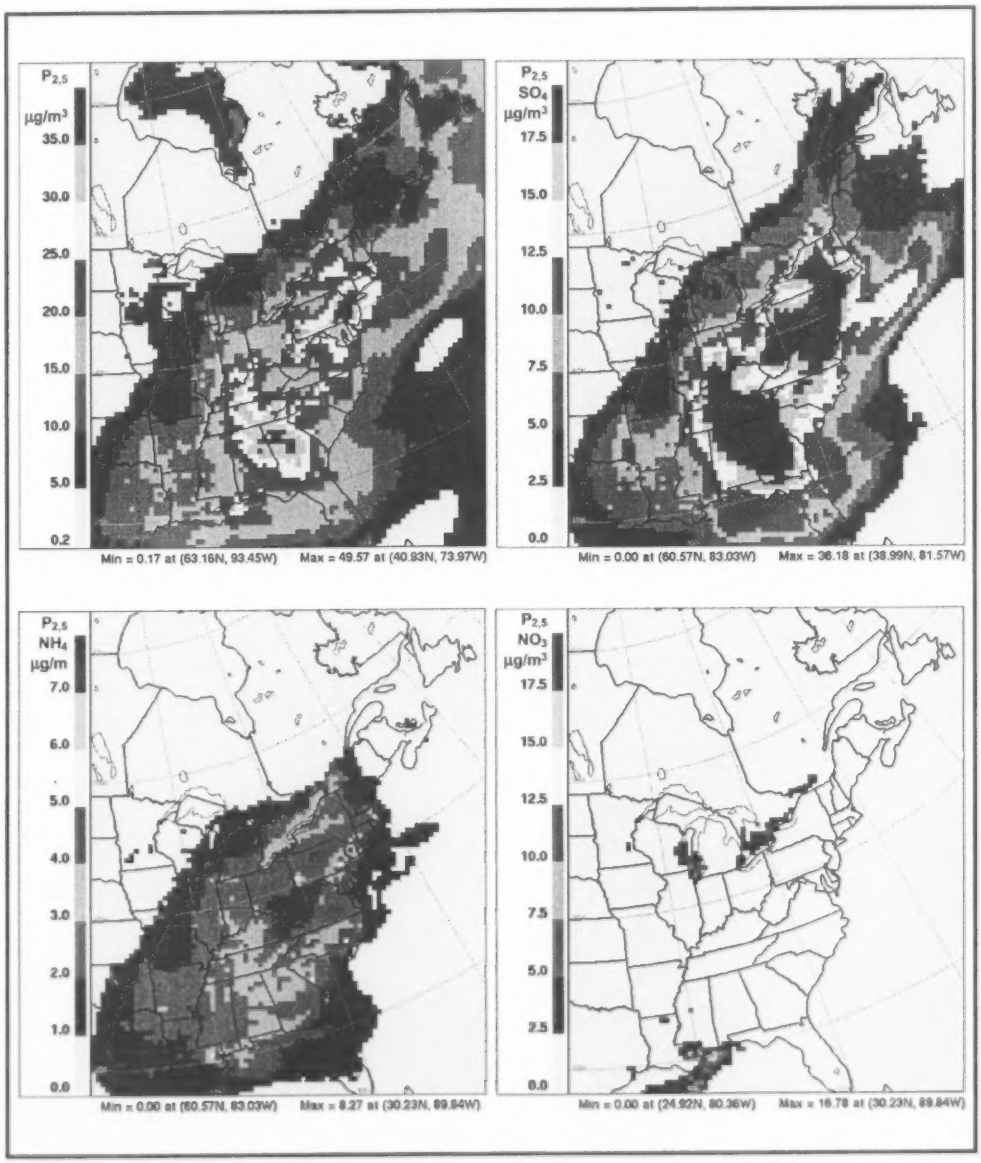


Figure 5.21 – Moyenne sur 11 jours du champ des écarts des concentrations massiques des $P_{2.5}$ et des champs des écarts des concentrations des composants chimiques inorganiques prévus par l'AURAMS pendant la période d'été du 8 au 18 juillet 1995 pour les émissions du scénario de limitation moins celles du scénario de référence pour l'année 2010 : a) en haut à gauche - masse des $P_{2.5}$, b) en haut à droite - masse des $P_{2.5}\,SO_4^=$, c) en bas à gauche - masse des $P_{2.5}\,NH_4^+$ et d) en bas à droite - masse des $P_{2.5}\,NO_3^-$. Tous les champs sont à l'altitude de 15 m et l'unité est le µg/m³. Les valeurs négatives indiquent une diminution des valeurs du scénario de limitation par rapport au scénario de référence, pour l'année 2010.

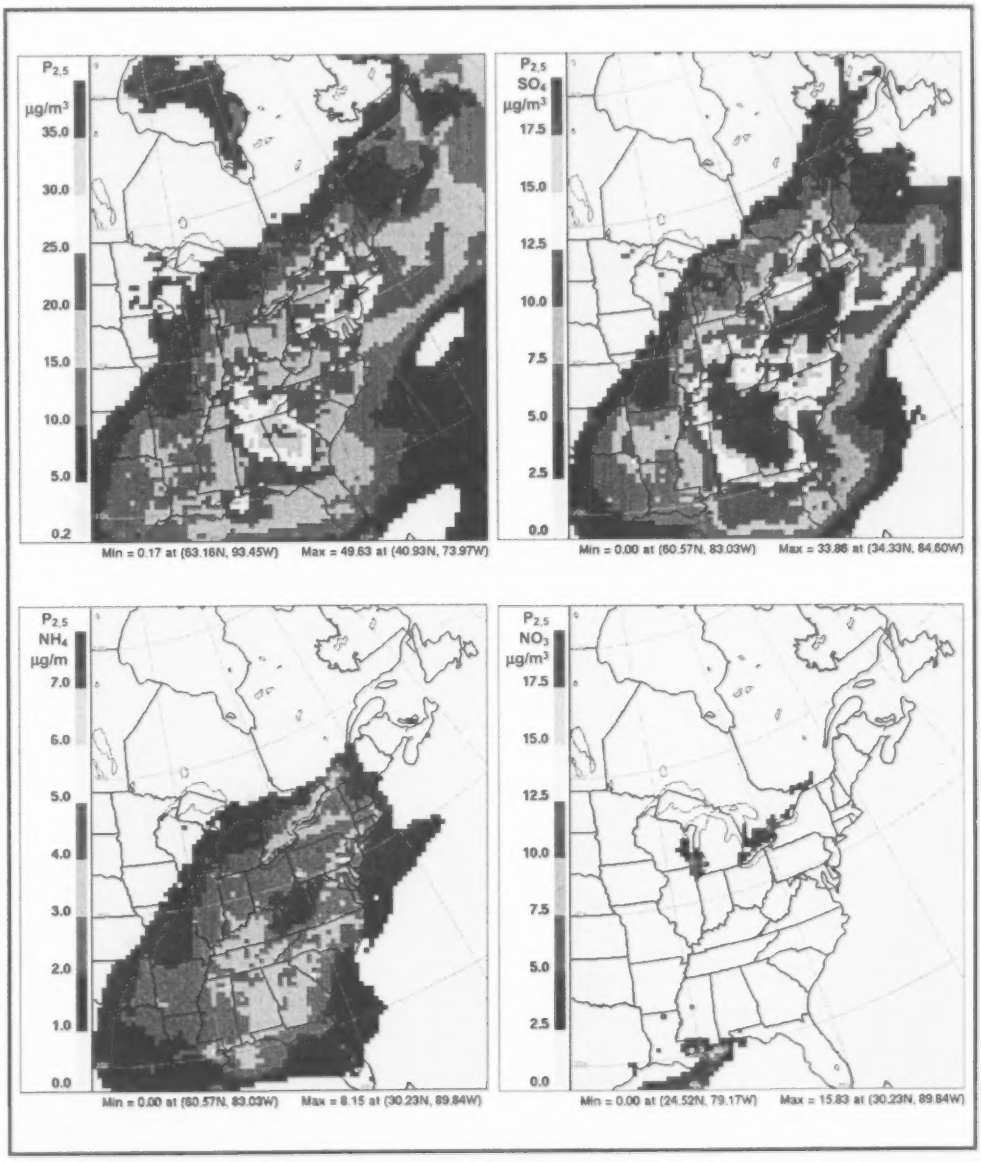


Figure 5.22 - Valeurs correspondant à celles de la figure 5.26, mais pour les émissions du scénario de référence de 2020

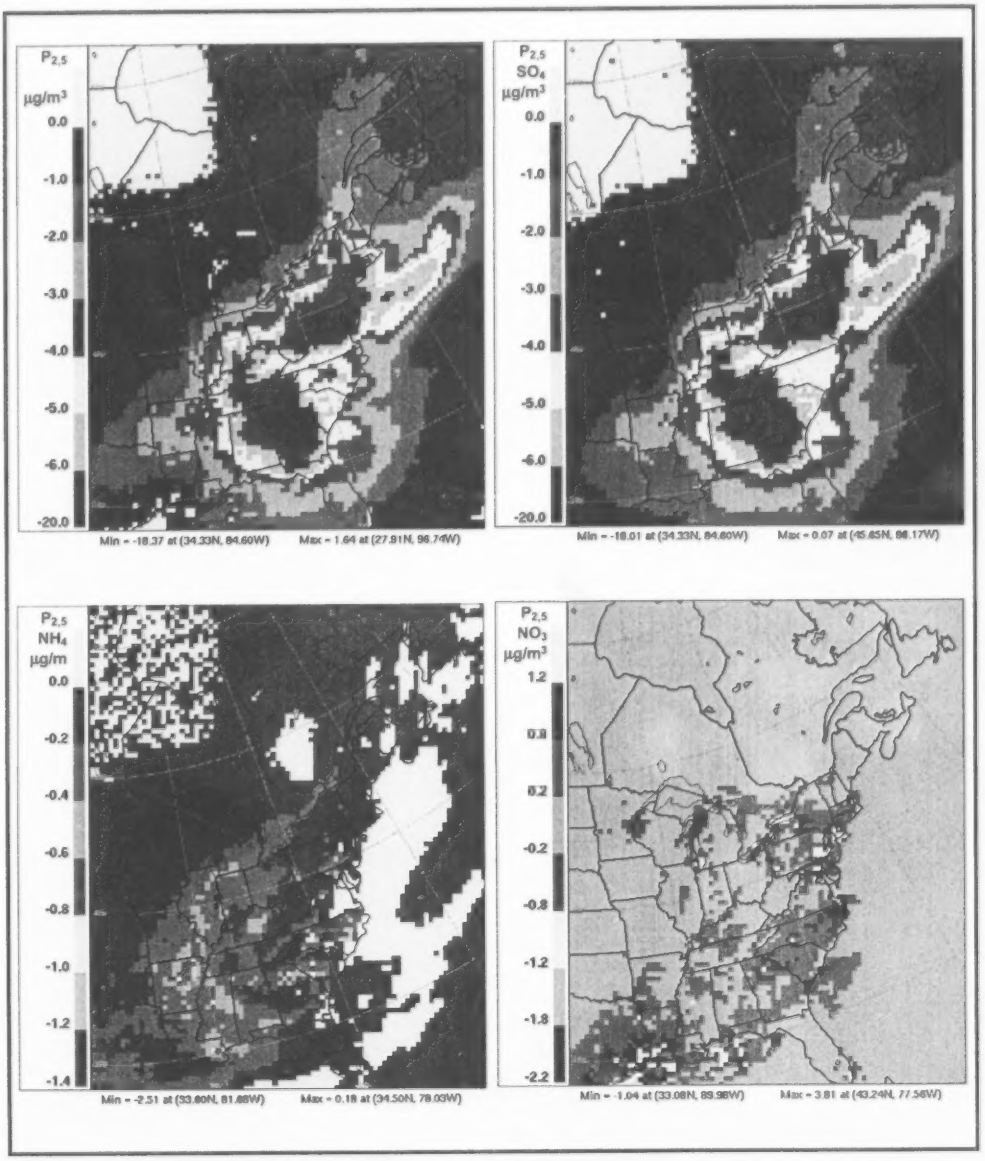


Figure 5.23 - Valeurs correspondant à celles de la figure 5.27, mais pour les valeurs du scénario de limitation moins celles du scénario de référence, pour l'année 2020.

les $P_{2,5}$ $SO_4^=$ seront l'espèce inorganique dominante par la masse (comparer la figure 5.22 et les figures 5.5a, 5.8a et 5.11a). Les champs des $P_{2,5}$ NO_3^- en été des deux modèles présentent des profils spatiaux passablement semblables qui se caractérisent par des poches dispersées de concentrations élevées de NO_3^- le long de la rive sud du lac Michigan et de la rive nord du lac Érié ainsi que dans le delta du Mississippi (figures 5.11a et 5.22d). Les écarts des paires de scénarios de limitation du REMSAD de 2020 présentent des profils spatiaux pour juillet 1996 qui sont aussi semblables du point de vue qualitatif à ceux des écarts des champs de l'AURAMS pour les $P_{2,5}$ et les $P_{2,5}$ $SO_4^=$ (figure 5.5b par rapport à la figure 5.23a et figure 5.8b par rapport à la figure 5.23b, respectivement), mais cela est moins apparent pour les $P_{2,5}$ NH_4^+ (figure 5.14b par rapport à la figure 5.23c) et ne l'est pas du tout pour les $P_{2,5}$ NO_3^- (figure 5.11b par rapport à la figure 5.23d). La concordance pour les variations du $SO_4^=$ et la non-concordance pour celles du NO_3^- des deux modèles sont conformes aux évaluations actuelles du rendement des modèles des particules selon lesquelles les incertitudes sont plus marquées pour la prévision du NO_3^- que pour celle du $SO_4^=$ (voir l'annexe).

L'AURAMS et le REMSAD prévoient tous deux que les réductions maximales d'hiver des $P_{2,5}$ seront inférieures aux réductions maximales d'été et se produiront à l'ouest de ces dernières (figure 5.19a par rapport à la figure 5.23a; figure 5.4b par rapport à la figure 5.5b), mais l'AURAMS ne confirme pas les prévisions du REMSAD d'importantes réductions d'hiver des $P_{2,5}$ dans les Carolines. Enfin, en dépit des combinaisons diverses des augmentations et des diminutions des émissions des scénarios de référence pour 2010 et 2020 (tableau 5.2), l'AURAMS et le REMSAD prévoient que la masse des $P_{2,5}$ sera plus importante (sur une base annuelle) dans le cas du scénario de référence de 2020 par rapport à celui de 2010 (figures 5.2a et 5.3a et figures 5.20 et 5.22).

5.2.4 Résumé et conclusions

Les simulations des scénarios AURAMS indiquent que les mesures de réduction supplémentaires proposées des émissions de SO_2 et de NO_x devraient se traduire par des diminutions supplémentaires des concentrations ambiantes de $P_{2,5}$ dans l'est de l'Amérique du Nord. Ces réductions sont par ailleurs le plus fortement liées à celles de la masse des $P_{2,5}$ $SO_4^=$. Cette espèce présentant un cycle saisonnier bien connu caractérisé par des valeurs maximales en été et des valeurs minimales en hiver, il est probable que l'ampleur des réductions de la masse des $P_{2,5}$ ainsi obtenue variera aussi en fonction de la saison. Les simulations de l'AURAMS appuient cette conclusion. Elles prévoient aussi que les plus importantes réductions de $P_{2,5}$ pourraient se produire à l'ouest du Mississippi en hiver, mais à l'est en été.

Les résultats sont plus difficiles à interpréter pour les réductions des émissions de NO_x, car l'AURAMS prévoit qu'elles seront liées à des diminutions de la masse des $P_{2,5}$ NO_3^- dans certaines parties de l'est de l'Amérique du Nord et à des *augmentations* dans d'autres régions à cause du phénomène de la substitution par le nitrate. Cette substitution est à son tour déterminée par les concentrations ambiantes d'ammoniac et de sulfate et l'ampleur des réductions du $SO_4^=$. L'existence prévue de la substitution par le NO_3^- indique qu'il pourrait être utile d'examiner les avantages éventuels d'une réduction des émissions d'ammoniac obtenue en même temps que celle du SO_2 et des NO_x (les émissions de NH_3 ont été maintenues constantes dans les paires de scénarios de limitation pour 2010 et 2020 examinées ici). Par ailleurs, la réduction des émissions de NO_x sera source de coavantages sous forme d'une baisse des concentrations d'ozone en été et d'une baisse du dépôt du TNO_3 (c.-à-d. la somme du HNO_3 et du NO_3^- particulaire) sur les surfaces terrestres et les plans d'eau.

La comparaison des prévisions d'été et d'hiver de l'AURAMS avec les prévisions correspondantes du REMSAD a montré un bon accord qualitatif ou une bonne cohérence pour les quatre champs de particules et les deux saisons en ce qui a trait à la réponse atmosphérique aux mêmes réductions des émissions. En effet, les deux modèles ont prévu des changements de même orientation pour toutes les espèces au cours des deux saisons ainsi qu'un même ordre relatif de variation entre les espèces et les saisons (la variation de la masse des $P_{2,5}$ NH_4^+ est plus importante en été qu'en hiver et la variation de cette masse est plus importante que celle de la masse des $P_{2,5}$ NO_3^- au cours de l'été, etc.). En dépit de leur traitement très différent des paramètres chimiques, les deux modèles ont prévu des augmentations des $P_{2,5}$ NO_3^- tant en hiver qu'en été. Par ailleurs, les variations prévues par le modèle AURAMS étaient toujours d'une plus grande ampleur que celles du modèle REMSAD (ce qui est conforme aux épisodes et les périodes d'établissement de moyennes plus courts du modèle AURAMS) et les distributions spatiales prévues étaient parfois fort différentes (p. ex., les écarts des $P_{2,5}$ NO_3^- du scénario de limitation de 2020 en été).

5.3 Résultats de la modélisation par CMAQ dans la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound

Le système de modélisation Community Multiscale Air Quality (EPA, 1999; MCNC, 2001) a été appliqué au nord-ouest du Pacifique afin de mieux connaître l'importance du transport transfrontalier des polluants atmosphériques de part et d'autre de la frontière entre la Colombie-Britannique et l'État de Washington et de déterminer les effets par rapport à la qualité de l'air ambiant en 2000 des changements des émissions des polluants prévus pour 2010 et 2020.

La version du CMAQ utilisée pour cette tâche est celle de juin 2001 qui a été parallélisée (RWDI, 2003a) pour un groupe d'ordinateurs personnels couplés au système Linux (PC Linux cluster) exécutant le Redhat Linux v7.3. Le mécanisme photochimique utilisé était le « radm2_ae2_aq ». Ce mécanisme a été choisi afin d'être compatible avec la modélisation par CMAQ réalisée par d'autres pour la région du nord-ouest du Pacifique. Le domaine de modélisation du CMAQ utilisé englobe le nord-ouest du Pacifique et s'étend du centre de l'Orégon au centre de la Colombie-Britannique et de l'ouest de l'Idaho à l'océan Pacifique, soit un domaine de 800 km de large qui déborde de 500 km de chaque côté de la frontière canado-américaine et dont la résolution est de 12 km. Ce domaine comprend un sous-domaine à résolution fine de 4 km dont le centre correspond à la zone du bassin de Géorgie et de Puget Sound. Une telle résolution est nécessaire pour tenir compte de la topographie complexe et des environnements marins du nord-ouest du Pacifique. Voir la figure 5.24 pour les références géographiques et l'étendue du domaine.

Dans ce cas, le modèle du transport chimique du CMAQ est piloté par le modèle météorologique MC2 (Mesoscale Compressible Community). Ce modèle, fondé sur les équations d'Euler, est pleinement compressible et non hydrostatique. Il utilise des coordonnées généralisées variant en fonction de la topographie. Des descriptions complètes du MC2 sont données dans Laprise (1997). La résolution des paramètres météorologiques du MC2 est de 3,3 km et est obtenue à l'aide de la version 4.9.1 de la dynamique du MC2 et de la version 3.7 du progiciel des paramètres physiques RPN/CMC. Ces paramètres météorologiques ont été interpolés, ont fait l'objet

Figure 5.24 - Références géographiques et étendue des domaines du modèle CMAQ. Le détroit de Géorgie, qui n'apparaît pas dans la figure, se trouve entre le sud de l'île de Vancouver et la Colombie-Britannique continentale. La vallée du Bas-Fraser, qui n'est pas non plus présentée, s'étend de Vancouver au District régional de la vallée du Fraser.

d'une nouvelle projection sur la grille du CMAQ et ont été recartographiés afin de pouvoir être capturés par le processeur d'interface météorologie-chimie (MCIP) du CMAQ et par le modèle des émissions SMOKE.

Des simulations par CMAQ ont été réalisées à partir des paramètres météorologiques d'une période estivale type et d'une période hivernale type. La période d'été choisie est celle du 9 au 20 août 2001. Elle englobe une période de blocage atmosphérique de temps sec présentant deux régimes : une phase de stagnation et une phase de bon mélange. Cette période coïncide avec l'étude sur le terrain du Pacifique de 2001 (Li, 2001) pour laquelle nous disposons d'un riche ensemble de données météorologiques et chimiques. La période d'hiver choisie est celle du 1er au 13 décembre 2002. Elle comprend une courte phase stagnante suivie d'une période de faible blocage se terminant par une phase transitoire de bon mélange. Les données de l'inventaire des émissions de l'an 2000 ont été utilisées pour la période d'été et la période d'hiver. Aucun écart appréciable des émissions anthropiques n'a été noté entre les années 2000, 2001 et 2002.

L'ensemble de données de l'étude sur le terrain du Pacifique de 2001 a été utilisé pour évaluer le rendement du CMAQ pour la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound. En dépit de la complexité de la topographie et des défis que pose l'environnement marin du nord-ouest du Pacifique, il a été jugé que les résultats du CMAQ concordaient avec ceux obtenus par d'autres au Canada et aux États-Unis. De façon générale, le modèle a permis d'effectuer de bonnes prévisions des $P_{2,5}$ dans les domaines à résolution de 12 km et de 4 km. Il est à noter que la masse des particules « I+J » du CMAQ a été utilisée comme s'il s'agissait de $P_{2,5}$, cela même si l'écart peut être appréciable des points de vue conceptuel et quantitatif. Cette distinction ne sera pas indiquée dans les références ultérieures.

De façon globale, les profils diurnes et l'ampleur des concentrations moyennes quotidiennes modélisées des $P_{2,5}$ étaient très bons. Les résultats obtenus pour les $P_{2,5}$ à résolution de 4 km étaient supérieurs à ceux obtenus dans le domaine à résolution de 12 km, surtout la nuit. Il semble que cela s'explique par des sources d'émissions locales et la nature plus hétérogène des $P_{2,5}$ à titre de polluant régional, comparativement à l'ozone. Les particules secondaires peuvent se former très rapidement ou lentement selon les conditions environnementales et les caractéristiques des sources d'émissions.

5.3.1 Analyse qualitative des simulations pour le scénario de référence de l'an 2000

5.3.1.1 $P_{2,5}$ *en été*

On note, pour le domaine à grille de 12 km, que la concentration des $P_{2,5}$ commence à s'accroître à proximité des principales sources primaires (zones urbaines, industrielles ou marines) 24 heures environ après le début du passage du modèle. La combinaison de la brise de mer et d'un écoulement d'ouest vers la côte pousse les $P_{2,5}$ vers l'intérieur, vers l'est, en les éloignant des zones urbaines et marines pendant le jour. Les écoulements des montagnes provenant du nord-est et longeant la vallée du Fraser repoussent les polluants vers l'ouest au cours de la nuit. Cette combinaison jour-nuit des concentrations des $P_{2,5}$ persiste jusqu'à l'apparition de la phase de bon mélange. Dans le cas des simulations portant sur la grille de 4 km, les résultats sont semblables mais présentent une résolution quelque peu supérieure des « points chauds » à proximité des sources d'émissions de $P_{2,5}$ primaires (figure 5.25).

5.3.1.2 $P_{2,5}$ *en hiver*

On note, pendant la mise en marche du modèle et les périodes de conditions météorologiques stagnantes (du 1er au 7 décembre), une augmentation des concentrations de $P_{2,5}$ autour et légèrement sous le vent (est) des zones urbanisées du District régional du Grand Vancouver (DRGV), de Seattle et de Portland. Pendant la faible période de blocage (du 7 au 10

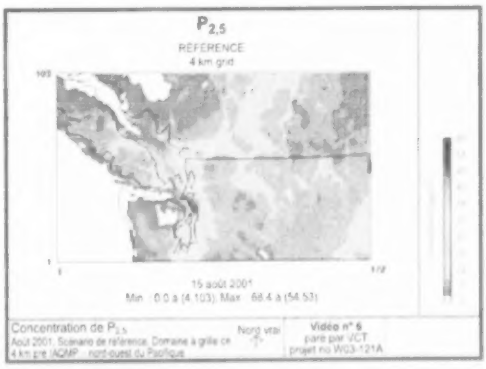


Figure 5.25 - Concentrations de $P_{2,5}$ du scénario de référence pour août 2001 prévues pour le domaine du CMAQ à mailles de grille de 4 sur 4 km.

décembre), les écoulements du large et la brise de terre poussaient les panaches urbains vers l'ouest, au-dessus de l'océan Pacifique. Il est cependant à noter que, du 7 au 9 décembre, de fortes concentrations de $P_{2,5}$, qui s'étaient formées dans la zone de Seattle et du DRGV, se sont déplacées vers le nord et l'ouest, en direction de l'île de Vancouver. Cette masse d'air pollué s'est ensuite étalée, en direction du nord-ouest, le long du détroit de Géorgie et, en direction de l'ouest, le long du détroit de Juan de Fuca pour ensuite atteindre la côte sud de l'île de Vancouver. Il en est résulté des concentrations de $P_{2,5}$ relativement élevées au-dessus du sud de l'île de Vancouver (p. ex., à Victoria et à Duncan), du détroit de Géorgie et de la zone côtière du DRGV. Au contraire des effets à échelle locale, ces effets sont plutôt de nature transfrontalière. La période du 10 au 13 décembre est marquée par une phase de bon mélange accompagnée d'écoulements éoliens du sud et du sud-ouest beaucoup plus importants qui ont eu pour effet de balayer la masse d'air pollué et donc d'abaisser de façon appréciable les concentrations de $P_{2,5}$ dans l'ensemble du domaine à grille de 12 km.

5.3.2 Importance du transport transfrontalier

L'importance du transport transfrontalier a été examinée en comparant les concentrations de $P_{2,5}$ dans l'air ambiant des scénarios de référence (toutes les émissions) avec celles obtenues en n'utilisant aucune des émissions anthropiques canadiennes (scénario NOCAN) ou aucune des émissions anthropiques américaines (scénario NOUS). Ces comparaisons ont été effectuées pour les mêmes périodes types d'été et d'hiver utilisées pour le scénario de référence. La relation entre les émissions et la qualité de l'air ambiant n'est pas linéaire, mais les simulations donnent un indice raisonnable des effets relatifs du transport transfrontalier des polluants.

5.3.2.1 *Analyse qualitative du scénario ne tenant pas compte des émissions anthropiques américaines*

$P_{2,5}$ en été : Les émissions biogènes et les émissions à partir du sol de COV, de NO_x et de NH_3 d'origine américaine continuent de participer à la formation de $P_{2,5}$ dans la partie américaine du domaine. Les écoulements d'ouest vers la côte donnent lieu à la formation de panaches de $P_{2,5}$ au-dessus du DRGV, du DRVF (District régional de la vallée du Fraser) et du détroit de Géorgie (à partir des émissions marines), qui se déplacent ensuite vers l'est de long de la frontière canado-américaine. Les concentrations de pointe de $P_{2,5}$ du scénario NOUS dans le DRGV notées entre le 11 et le 16 août sont inférieures (d'environ 36 $\mu g/m^3$) à celles notées lorsque l'on tient compte des émissions américaines (50 $\mu g/m^3$environ), ce qui porte à croire que, dans ces conditions météorologiques, les émissions américaines participent aux concentrations de précurseurs et aux concentrations ambiantes de $P_{2,5}$ canadiennes qui en résultent. Cet effet du transport transfrontalier de polluants est cependant de courte portée.

Il est arrivé à plusieurs occasions que les concentrations de $P_{2,5}$ augmentent au-dessus du détroit de Juan de Fuca et dans les environs de l'extrémité sud de l'île de Vancouver avant de se déplacer vers le sud au-dessus de l'extrémité nord de la presqu'île Olympic et de Puget Sound. Il semble que les émissions marines et les émissions de Victoria soient la principale cause de ce phénomène. Les émissions en provenance du DRGV peuvent aussi se déplacer vers le sud et atteindre le nord du comté de Whatcom.

$P_{2,5}$ en hiver : Si l'on fait exception des 2 et 3 décembre lorsque les vents d'est se sont changés en vents du nord pendant une certaine période, les résultats du modèle obtenus avec le scénario NOUS indiquent des concentrations de $P_{2,5}$ faibles aux États-Unis, comparativement au scénario de référence. Pendant cette période d'exception, le panache de $P_{2,5}$ s'est déplacé du DRGV et du DRVF et du détroit de Géorgie vers l'extrémité nord de la presqu'île Olympic et Seattle. D'autres intrusions mineures aux États-Unis se sont produites tout le long des vallées qui longent la frontière canado-américaine. Par ailleurs, les concentrations de $P_{2,5}$ du scénario NOUS au-dessus de l'Île de Vancouver sont inférieures à celles du scénario de référence, ce qui montre que les concentrations élevées de $P_{2,5}$ aux États-Unis se déplacent normalement vers le nord pour atteindre l'île de Vancouver. On note, pour les autres jours, des effets transfrontaliers faibles ou nuls du Canada vers les États-Unis étant donné les écoulements éoliens qui sont surtout de l'est et du sud.

5.3.2.2 *Analyse qualitative du scénario ne tenant pas compte des émissions anthropiques canadiennes*

$P_{2,5}$: en été : Étant donné l'écoulement d'ouest vers la côte, les panaches urbains de $P_{2,5}$ au-dessus et sous le vent de Seattle et de Portland se déplacent généralement vers l'est, en parallèle avec la frontière canado-américaine, ce qui a donné lieu, pendant

plusieurs heures de simulation, à un transport transfrontalier relativement faible vers le DRGV et le DRVF et la partie sud du détroit de Géorgie. Mais à d'autres moments (comme au cours de la fin d'après-midi des 4 à 5 derniers jours de l'épisode), les concentrations de $P_{2,5}$ dans le centre-nord de Washington indiquées par la simulation NOCAN sont de beaucoup inférieures à celles du scénario de référence (de 15 à 20 µg/m³ environ). Cela porte à croire qu'une masse d'air normalement polluée se trouvant du côté canadien de la frontière, qui est sans doute associée à des émissions marines, se déplace vers le sud pour atteindre les États-Unis.

$P_{2,5}$ en hiver : La simulation par le scénario NOCAN fait ressortir des phénomènes transfrontaliers très particuliers. Du 1er au 5 décembre, les écoulements d'est dominaient tout le domaine et les panaches de $P_{2,5}$ formés au-dessus des régions de Seattle et de Portland se déplaçaient vers l'ouest, vers le large, au-dessus de l'océan Pacifique. Il n'y a aucun effet transfrontalier appréciable des États-Unis vers le Canada, sauf pour l'extrémité inférieure de l'île de Vancouver (p. ex., Victoria) et la région du DRGV.

Mais du 6 au 10 décembre, les vents ont viré au sud-est de sorte que le panache de $P_{2,5}$ de la région de Seattle s'est déplacé vers le nord-ouest pour atteindre les détroits de Géorgie et de Juan de Fuca et la côte sud de l'île de Vancouver. Comparativement aux résultats du scénario de référence, les concentrations de $P_{2,5}$ des simulations NOCAN donnent des résultats passablement élevés dans ces zones avec des pointes atteignant 24 µg/m³ environ (de 50 à 60 % environ des concentrations du scénario de référence peuvent être attribuées à un transport à partir des États-Unis). On note relativement peu d'indices d'un transport transfrontalier ailleurs dans le domaine du modèle.

5.3.2.3 *Résumé et conclusions*

Les simulations par scénarios NOUS et NOCAN indiquent que, pour les configurations météorologiques et synoptiques évaluées, les incidences sur la qualité de l'air à l'échelle locale ou urbaine du transport transfrontalier se produisent le long de la frontière (à ± 50 km) et à une certaine fréquence. Par ailleurs, l'incidence du transport à longue distance ou régional (plus de 100 km) est faible. Les résultats du transport à longue distance peuvent cependant être différents pour d'autres périodes d'étude où les conditions météorologiques diffèrent. Les simulations d'hiver montrent un plus important transport à longue distance. Ainsi, du 6 au 10 décembre, avec un vent du sud-est, les panaches se sont déplacés de la région de Seattle à l'île de Vancouver. La combinaison des paramètres géographiques, de la nature des émissions et des régimes éoliens régionaux fait qu'il y a peu d'indices d'un transport transfrontalier à grande distance ailleurs dans le domaine modélisé.

Ces résultats de modélisation indiquent l'existence de régimes différents de transport transfrontalier des polluants qui dépendent des conditions météorologiques et de la géographie particulières de la région. Il y a transport à grande distance, mais celui-ci est moins fréquent que le transport transfrontalier d'ampleur plus locale. Il y a transport transfrontalier local le long de la frontière entre la Colombie-Britannique et l'État de Washington, surtout dans la région du DRGV et du sud de l'île de Vancouver.

5.3.3 Incidences des émissions prévues pour 2010 et 2020

La détermination des incidences de la variation des émissions prévues de polluants sur la qualité de l'air ambiant a été réalisée en substituant les émissions anthropiques de 2000 par celles prévues pour 2010 et 2020 et, ensuite, en comparant les écarts entre la qualité de l'air obtenue par simulation.

De façon générale, les émissions de monoxyde de carbone (CO), de COV et de NO_x augmentent dans l'État de Washington, mais diminuent en Colombie-Britannique en 2010 et 2020. Cette diminution globale des émissions de NO_x prévue pour l'ensemble de la Colombie-Britannique résulte d'une baisse des émissions des sources mobiles. Les émissions de P_{10} prévues sont généralement supérieures tant dans l'État de Washington qu'en Colombie-Britannique, mais une baisse est prévue dans le DRVF. On prévoit une augmentation des $P_{2,5}$ dans l'État de Washington correspondant à celle des émissions de P_{10}, mais les valeurs devraient demeurer relativement inchangées en Colombie-Britannique. Les incidences de ces variations et d'autres variations régionales du profil des émissions sont présentées dans les résultats du modèle CMAQ.

5.3.3.1 *Analyse qualitative des simulations pour* 2010

$P_{2,5}$ en été : De façon générale, le profil des $P_{2,5}$ en 2010 est semblable à celui de 2000, les concentrations maximales de $P_{2,5}$ apparaissant dans les zones urbaines tôt dans la matinée lorsque les conditions météorologiques sont moins favorables à la disper-

sion. Dans le DRGV, et comparativement à l'an 2000, les concentrations de pointe d'une période d'une heure de $P_{2,5}$ augmentent d'une valeur pouvant atteindre 20 µg/m³, surtout à cause de l'augmentation prévue des émissions de $P_{2,5}$ primaires dans cette région et, peut-être, d'une augmentation des émissions de NO_x et de SOx des navires donnant lieu à une augmentation de la formation secondaire de particules, ou d'une diminution des NO_x des véhicules routiers. Par ailleurs, les concentrations de pointe de $P_{2,5}$ dans le DRVF diminuent de jusqu'à 20 µg/m³ à cause de la baisse prévue des émissions de $P_{2,5}$ primaires à cet endroit. Cela se produit en dépit de l'augmentation des émissions d'origine agricole et de la formation ultérieure de particules secondaires. À proximité de Seattle et de Portland, les concentrations de pointe de $P_{2,5}$ augmentent légèrement (de 1 ou 2 µg/m³), ce qui correspond à la faible augmentation prévue des émissions de $P_{2,5}$ primaires entre le scénario de référence et celui de 2010. Les concentrations de pointe de $P_{2,5}$ changent relativement peu ailleurs dans le domaine de la modélisation.

$P_{2,5}$ en hiver : De façon générale, le profil des $P_{2,5}$ des simulations pour 2010 est semblable à celui obtenu pour l'an 2000. Les résultats obtenus pour 2010 montrent une augmentation modérée (généralement inférieure à 10 µg/m³ environ) des concentrations de $P_{2,5}$ et une légère augmentation sous le vent des centres urbains. Du 1er au 5 décembre, les écoulements d'est dominaient tout le domaine et les panaches de $P_{2,5}$ qui se formaient au-dessus des centres urbains de Vancouver, de Seattle et de Portland se déplaçaient vers le large, vers l'ouest et le nord-ouest. Du 6 au 10 décembre, le régime des vents était dominé par un écoulement sud-est déplaçant les $P_{2,5}$ des régions de Seattle et de Puget Sound vers le nord-ouest au-dessus du détroit de Géorgie, du détroit de Juan de Fuca et du sud de l'île de Vancouver. Les concentrations accrues de $P_{2,5}$ dans ces zones s'expliquaient principalement par l'augmentation prévue des émissions de $P_{2,5}$ primaires dans les zones urbaines, surtout dans le DRGV. À cet endroit, les concentrations pouvaient être accrues par la formation de particules secondaires résultant d'une augmentation des émissions de NO_x et de SOx des navires ou d'une réduction des émissions de NO_x des véhicules routiers. Dans le DRVF, la baisse prévue des concentrations de $P_{2,5}$ (jusqu'à 15 µg/m³ environ) correspond à la réduction prévue des émissions de particules primaires dans cette région. Les variations prévues des concentrations de $P_{2,5}$ sont faibles dans le reste du domaine.

5.3.3.2 *Analyse qualitative des simulations pour 2020*

$P_{2,5}$ en été et en hiver : La tendance générale des $P_{2,5}$ en été de 2020 est semblable à celle obtenue pour 2010. Dans le DRGV, l'accroissement des concentrations de $P_{2,5}$ par rapport au scénario de référence est plus prononcé (jusqu'à 30 µg/m³ de plus) qu'en 2010. La tendance générale des $P_{2,5}$ en hiver de 2020 est semblable à celle obtenue pour 2010 mais, ici aussi, la variation des émissions par rapport au scénario de référence est plus prononcée.

5.3.3.3 *Résumé et conclusions*

Les écarts passablement importants de l'augmentation ou du déclin des émissions par région géographique influent fortement sur les résultats du modèle. Cela est particulièrement évident dans la vallée du Bas-Fraser où les tendances prévues des émissions dans le DRGV diffèrent de celles obtenues pour le DRVF. Il est prévu que les concentrations de pointe de $P_{2,5}$ s'accroîtront modérément dans les zones urbaines et légèrement sous le vent de ces zones dans tout le domaine pendant les périodes d'été et d'hiver des simulations. Ce résultat concorde avec l'augmentation prévue des émissions de $P_{2,5}$ primaires dans les zones urbaines. L'augmentation plus importante dans le DRGV pourrait s'expliquer par la formation secondaire de particules découlant d'émissions accrues de NO_x et de SOx des navires ou d'une réduction des émissions de NO_x des véhicules routiers. On prévoit une baisse appréciable des concentrations de $P_{2,5}$ dans le DRVF, résultant de l'importante réduction prévue des émissions de P2,5 primaires dans cette région.

5.4 Coavantages des réductions des émissions

La réduction des émissions des précurseurs de $P_{2,5}$ a une incidence sur d'autres paramètres de la qualité de l'air, comme l'ozone troposphérique, les dépôts acides et la visibilité. Des modèles américains et canadiens ont été appliqués à des paramètres de l'ozone troposphérique et des dépôts acides pour les périodes mentionnées dans les sections 5.1 et 5.2. Les résultats de ces simulations ne sont pas traités de façon très détaillée dans le présent rapport, mais les liens entre les réductions des émissions et les coavantages qui en

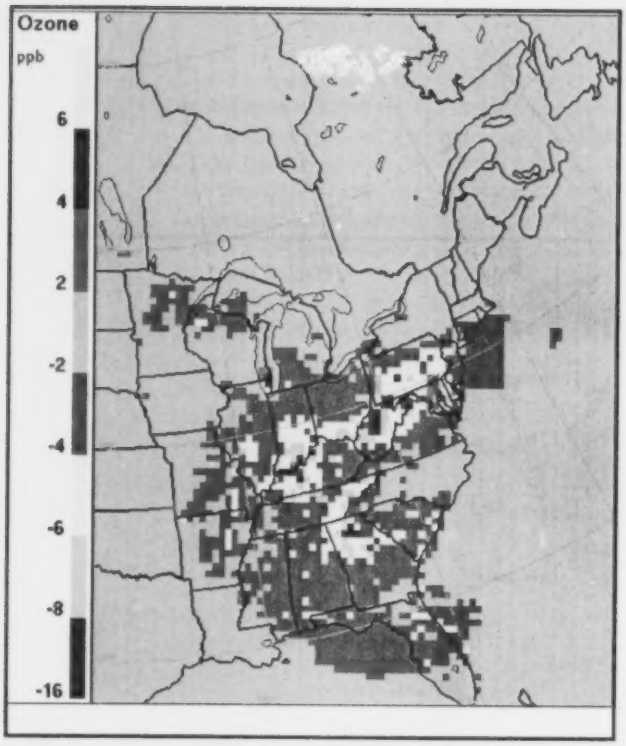


Figure 5.26 - Champ des écarts des concentrations d'ozone de pointe, à 15 m d'altitude pendant la période d'été du 12 au 15 juillet 1995, obtenu en soustrayant les valeurs du scénario de référence de celles du scénario de limitation pour l'année 2020. Les deux champs de concentrations de pointe ont été obtenus en calculant la moyenne au cours de l'après-midi (15 – 21 UTC) pendant les quatre jours (du 12 au 15 juillet) d'un épisode régional d'ozone.

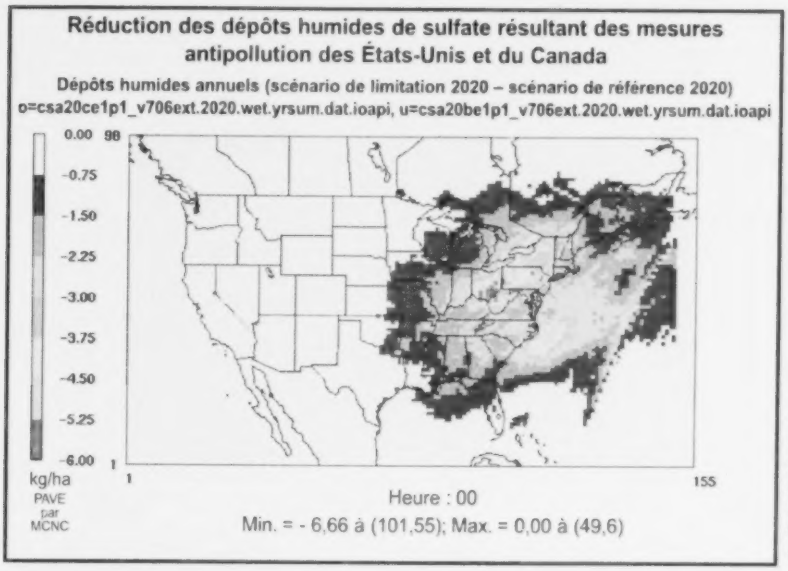


Figure 5.27 - Réduction annuelle des dépôts humides de $SO_4^=$ résultant de mesures antipollution supplémentaires adoptées par les États-Unis et le Canada (scénario de limitation par rapport au scénario de référence, pour 2020).

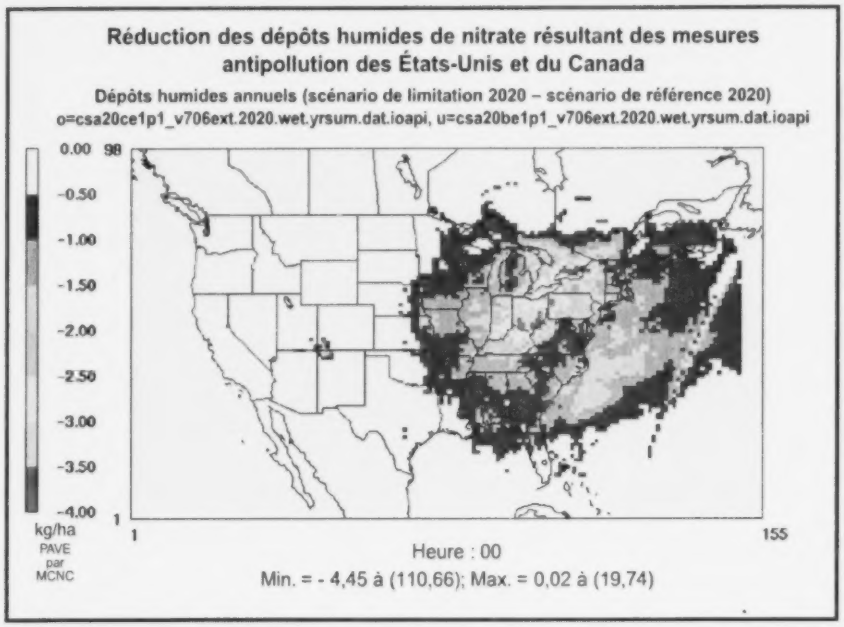


Figure 5.28 - Réduction annuelle des dépôts humides de nitrate résultant de mesures antipollution supplémentaires adoptées par les États-Unis et le Canada (scénario de limitation par rapport au scénario de référence, pour 2020)

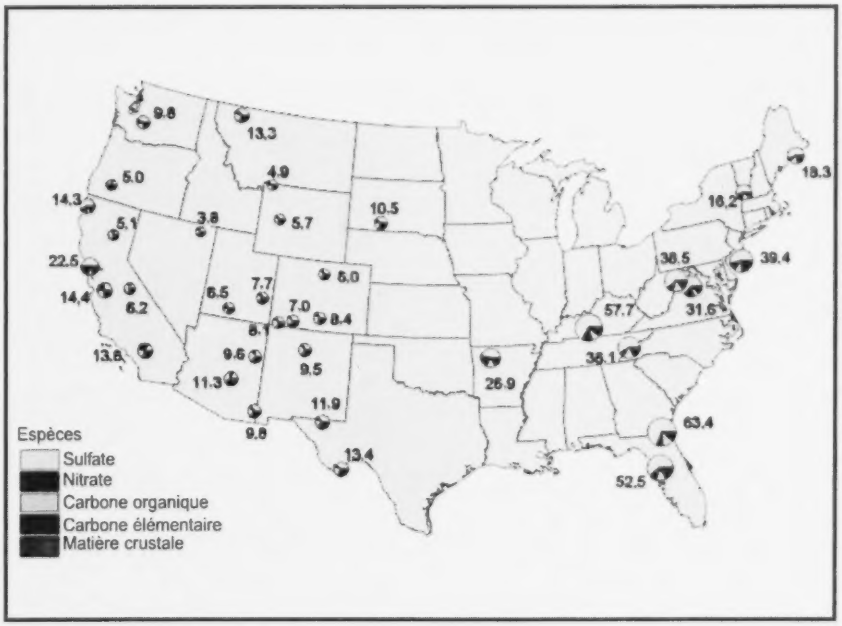


Figure 5.29 - Extinction de la lumière par les aérosols (Mm^{-1}) pendant les 20 % de jours les plus brumeux et apport de chaque constituant des particules, d'après les données de IMPROVE pour la période de 1997 à 1999 (EPA, 1999)

résultent pour d'autres paramètres de la qualité de l'air sont des éléments clés dans la détermination de politiques nationales et internationales pertinentes.

La figure 5.26 montre les réductions des concentrations d'ozone de pointe, pouvant atteindre de 5 à 10 ppb, prévues par l'AURAMS pour les réductions des émissions de NO_x entre le scénario de limitation de 2020 et le scénario de référence de la même année.

En plus d'abaisser les concentrations d'ozone et de $P_{2,5}$ $SO_4^=$ et, dans la plus grande partie de l'est de l'Amérique du Nord, les concentrations de $P_{2,5}$ NO_3^- et NH_4^+, la mise en oeuvre de mesures de réduction supplémentaires par les États-Unis et le Canada donnerait lieu à une réduction appréciable des dépôts humides de $SO_4^=$ et de TNO_3 en 2010 et 2020. Les réductions annuelles des dépôts humides de $SO_4^=$ et de TNO_3 en 2020 prévues par le REMSAD à la suite de l'adoption de ces mesures sont présentées dans les figures 5.27 et 5.28. Les réductions des dépôts humides sont plus importantes dans la partie est du domaine de modélisation que dans sa partie ouest. Ces mesures de réduction donnent lieu à des réductions annuelles des dépôts humides de $SO_4^=$ pouvant atteindre 6,7 kg/ha en 2020 ainsi que de NO_3^- atteignant jusqu'à 4,5 kg/ha au cours de cette même année. Les plus importantes réductions des dépôts humides de $SO_4^=$ et de TNO_3 apparaissent en Ohio, en Pennsylvanie, dans l'ouest de l'État de New York et dans le sud de l'Ontario.

La figure 5.29 illustre l'extinction de la lumière par les aérosols au cours des 20 % de jours les plus brumeux aux États-Unis. Le sulfate est l'élément qui contribue le plus à la réduction de la visibilité à cause de la capacité des particules de diffuser la lumière. Une baisse des composés soufrés accroîtra la visibilité, surtout dans le nord-est, où la réduction de la visibilité dans les zones rurales est la plus importante.

5.5 PRINCIPAUX MESSAGES SCIENTIFIQUES

- À une exception près portant sur les concentrations de $P_{2,5}$ NO_3^- en été, la comparaison des prévisions des modèles AURAMS et REMSAD a montré un bon accord qualitatif et une bonne cohérence pour les quatre champs de particules, tant en hiver qu'en été, en ce qui a trait à la réponse atmosphérique aux réductions des émissions.
- Les réductions supplémentaires proposées des émissions de SO_2 et de NO_x devraient donner lieu à d'autres baisses des concentrations ambiantes de $P_{2,5}$ dans l'est de l'Amérique du Nord, les réductions de $P_{2,5}$ obtenues pouvant varier en fonction de la saison.
- Des réductions dans les émissions de SO_2 non accompagnées de réductions convenables dans les émissions de NO_x peuvent occasionner une augmentation de $P_{2,5}$ NO_3^- dans certaines régions. Les réductions dans les émissions de NO_x correspondront à des diminutions de $P_{2,5}$ NO_3^- dans certaines parties de l'est de l'Amérique du Nord, mais à des augmentations dans d'autres régions à cause de la substitution de NO_3^- (si le $SO_4^=$ sont réduits là où le NH_3 n'est pas présent en quantité suffisante, ils seront remplacés par le $P_{2,5}$ NO_3^-). On accorde de l'importance au rôle de NH_3 dans cette relation, ce qui laisse croire qu'il peut être utile de rechercher les avantages possibles de réduire les émissions de NH_3 gazeux de même que celles de SO_2 et de NO_x.
- Dans la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound, on note une certaine fréquence d'épisodes de transport transfrontalier le long de la frontière (à ± 50 km), mais l'incidence du transport à grande distance ou régional (plus de 100 km) est faible. Les simulations d'été et d'hiver indiquent une augmentation modérée des concentrations de pointe de $P_{2,5}$ dans les zones urbaines ainsi que sous le vent de ces zones.
- Les coavantages des scénarios de réduction des émissions comprennent une réduction des concentrations d'ozone troposphérique et des dépôts humides de NO_3^- et de $SO_4^=$ ainsi qu'une amélioration de la visibilité.
- D'autres passages du modèle devraient être effectués pour confirmer et élargir les résultats présentés dans le présent chapitre, notamment des passages annuels de l'AURAMS et du CMAQ et des passages supplémentaires annuels du REMSAD pour diverses années météorologiques.

CHAPITRE 6

RELATIONS ENTRE LES SOURCES ET LES CONCENTRATIONS AMBIANTES DE PARTICULES

6.1 ATTRIBUTION DES SOURCES AUX CONCENTRATIONS AMBIANTES DE $P_{2,5}$

En raison de la nature physique et chimique compliquée du transport et de la transformation des précurseurs des particules, il faut des méthodes d'analyse de pointe pour calculer les concentrations des particules. L'observation directe des épisodes de pollution par les particules au moyen de capteurs installés à bord de satellites peut donner un aperçu qualitatif. Toutefois, il est difficile d'attribuer des sources aux concentrations ambiantes de particules, c'est-à-dire de quantifier la relation entre les sources et les concentrations ambiantes de particules mesurées. Pour faciliter le calcul de cette relation, trois différentes techniques ont été employées : les analyses observationnelles axées sur les récepteurs, la factorisation matricielle positive (FMP) et l'analyse des principaux composants. Toutes ces techniques font appel aux différences de composition chimique, de taille des particules, de conditions météorologiques ainsi que de configurations spatiales et temporelles pour identifier les sources d'émissions qui influent sur la composition et la masse des particules. Les sections suivantes traitent des applications de ces techniques au Canada et aux États-Unis.

6.1.1 Analyses observationnelles axées sur les récepteurs

Un grand nombre de méthodes semi-quantitatives peuvent être employées pour attribuer les sources aux concentrations ambiantes de particules. Ces analyses observationnelles axées sur les récepteurs comprennent l'analyse chronologique, les configurations spatiales et la directionnalité des concentrations.

6.1.1.1 *Quantification du transport transfrontalier des P2,5 au moyen d'un système d'information géographique*

Les mesures de spéciation du réseau IMPROVE effectuées dans 17 sites de catégorie I de l'est des États-Unis ont été examinées dans une analyse (Kenski, 2003) réalisée au Lake Michigan Air Directors Consortium. Les rétrotrajectoires de trois jours pour ces sites ont été calculées à l'aide du modèle HYSPLIT pour la période de cinq ans s'étendant de 1997 à 2001 (heure de départ : midi; hauteur de départ : 200 m). À l'aide d'ArcView 3.2, la courbe des points finaux horaires des rétrotrajectoires a été tracée. Chaque point final (un par heure, 72 par trajectoire) est associé aux concentrations correspondant à l'échantillon du réseau IMPROVE pour la date de départ de la trajectoire. La figure 6.1 indique la moyenne des concentrations par État et province.

Les données présentées à la figure 6.1 montrent les États où des masses d'air à forte concentration arrivent dans les régions de catégorie I, mais elles ne tiennent pas compte de la fréquence à laquelle les masses traversent une région ou un État en particulier. Les États qui sont plus près des sites de catégorie I tendent à apporter plus de $P_{2,5}$ à ces sites parce que les masses d'air demeurent plus longtemps au-dessus de ces États et que les émissions des sources avoisinantes ont moins de temps pour se disperser et se déposer que celles des sources plus éloignées. Les régions où le transport est plus fréquent peuvent être associées à des concentrations élevées, faibles ou modérées de $P_{2,5}$. En combinant ces données sur la fréquence avec celles sur la concentration, cette étude permet de calculer en moyenne les $P_{2,5}$ que chaque État ou province apporte aux régions de catégorie I.

Par exemple, le pourcentage de contribution de l'État A à une région de catégorie I peut être calculé comme suit à l'aide de l'ensemble des trajectoires provenant de ce site de catégorie I :

$$\frac{Conc.\ moyenne_{État\ A}\ Nbre\ de\ points\ finaux_{État\ A}}{\sum_{Tous\ les\ États}(Conc.*\ points\ finaux)} * 100$$

Le tableau 6.1 indique la concentration moyenne et le pourcentage de la masse des $P_{2,5}$ provenant de certains États ou provinces dans une des régions de catégorie I examinées (les pourcentages de contribution à la masse supérieurs à 5 % sont en surbrillance).

Ces résultats peuvent être considérés comme un indicateur à la fois de l'exposition au vent, de la taille géographique et de l'importance des sources d'émissions de l'État ou de la province. Un État ou une province qui se trouve au voisinage et souvent en amont de plusieurs régions de catégorie I apportera généralement plus de masse que les États ou les provinces rarement exposés au vent, à moins que la différence de concentration ne soit marquée. Par exemple, le Minnesota apporte un important pourcentage de la masse à Boundary Waters (35,2 %), même si la concentration moyenne des particules dans les masses d'air au Minnesota est inférieure à 6 µg/m^3. De même, les provinces canadiennes contribuent beaucoup à la masse des particules dans les sites de catégorie I de la région frontalière; l'Ontario apporte environ 16 % de la masse annuelle des $P_{2,5}$ à Boundary Waters, et le Québec, environ 18 % à l'Acadie. L'Ohio et la Pennsylvanie sont à l'origine des masses d'air où les particules sont en forte concentration dans les trois sites de catégorie I qui sont indiqués, mais ils contribuent de façon significative seulement (>5 %) à la masse annuelle des $P_{2,5}$ présentes dans l'aire de nature sauvage Dolly Sods située tout près.

D'une façon exactement analogue, la contribution de chaque État et province à l'ensemble des 17 régions de catégorie I a été calculée (sans être indiquée). Les résultats indiquent que certains États où il existe des masses d'air à fortes concentrations de particules apportent seulement une faible quantité de la masse au groupe collectif de sites de catégorie I; à l'inverse, les États (ou les provinces) où les concentrations moyennes de particules sont faibles peuvent contribuer de façon importante à la masse.

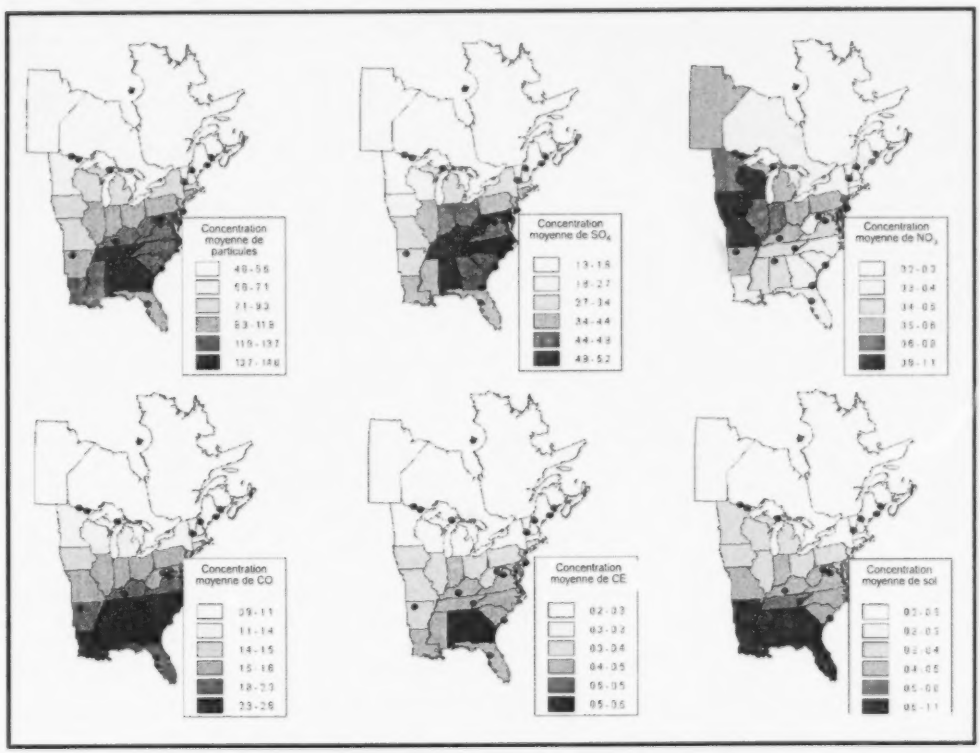


Figure 6.1 - Concentrations moyennes des $P_{2,5}$ et de leurs composants (µg/m^3) par État et province (les sites IMPROVE sont indiqués par des points bleus). Chaque point final de la trajectoire est associé aux concentrations correspondant à l'échantillon IMPROVE pour la date de départ de la trajectoire.

Tableau 6.1 Concentration moyenne et pourcentage de la masse des particules provenant de certains États et transportées dans les régions de catégorie I (les contributions à la masse >5 % sont en surbrillance)

État/province	Acadie		Boundary Waters		Dolly Sods	
	Conc.	%de la masse	Conc.	%de la masse	Conc.	%de la masse
Illlinois	10,8	0,4	9,5	1,7	8,7	1,6
Indiana	17,1	0,9	12,5	0,6	11,0	3,2
Iowa	7,6	0,2	8,1	5,0	8,5	0,9
Kentucky	11,8	0,5			14,0	8,6
Maine	5,6	12,6			8,6	0,1
Michigan	7,6	1,7	6,2	1,7	10,1	2,6
Minnesota	7,1	0,6	5,7	35,2	8,6	1,0
New Hampshire	8,6	2,0				
New Jersey	18,9	1,0			8,4	0,1
New York	8,2	4,4			9,1	0,8
Caroline du Nord	13,9	0,3	10,0	0,1	12,0	3,1
Ohio	10,6	1,2	12,8	0,2	11,5	8,8
Pennsylvanie	13,2	3,0			10,9	5,1
Tennessee	9,9	0,2			13,4	4,9
Vermont	8,3	1,8				
Virginie	14,2	0,9			11,8	7,6
Virginie- Occidentale	18,4	0,5	10,0	0,1	14,0	26,4
Wisconsin	6,2	0,6	7,1	7,6	9,0	1,3
Provinces						
Ontario	6,0	7,7	3,5	16,4	9,2	4,8
Québec	4,9	17,8	2,4	0,2	6,6	0,7

6.1.1.2 *Sources des P2,5 transportées dans les régions urbaines aux États-Unis*

Rao *et al.* (2003) ont examiné les contributions des sources locales et régionales de $P_{2,5}$ transportées dans les régions urbaines de 13 villes des États-Unis. L'« excès urbain » pour les 13 villes est indiqué à figure 6.2. Les différences entre les sites urbains et ruraux sont un premier indicateur du transport local par opposition au transport régional, déterminé par l'« excès » des composants dans les sites urbains comparativement aux sites ruraux. Cette analyse a été effectuée en appariant les sites urbains aux sites ruraux avoisinants et en comparant les concentrations des constituants chimiques et la masse. Bien que la masse mesurée et les protocoles de mesure comportent de l'incertitude, il est clair que la masse carbonée domine partout (moyenne de 5,1 $\mu g/m^3$) et qu'elle est le principal composant de l'excès urbain dans tous les sites étudiés. Dans les sites de l'ouest, l'excès urbain en masse carbonée totale (MCT) varie entre 4,5 et 10,5 $\mu g/m^3$, tandis que dans les sites de l'est, il est compris entre 2 et 5,4 $\mu g/m^3$. De même, les nitrates sont dominants dans les calculs effectués pour le nord et l'ouest (entre 2 et 6 $\mu g/m^3$). Conformément à d'autres études selon lesquelles la plus grande partie du $SO_4^=$ est associée aux sources régionales de SO_2, l'excès urbain de ce composant chimique est invariablement faible dans l'est des États-Unis. Ces résultats indiquent que les sources régionales de $SO_4^=$ contribuent à la masse totale des $P_{2,5}$ et donc le rôle que joue le transport du $SO_4^=$ dans la formation des $P_{2,5}$.

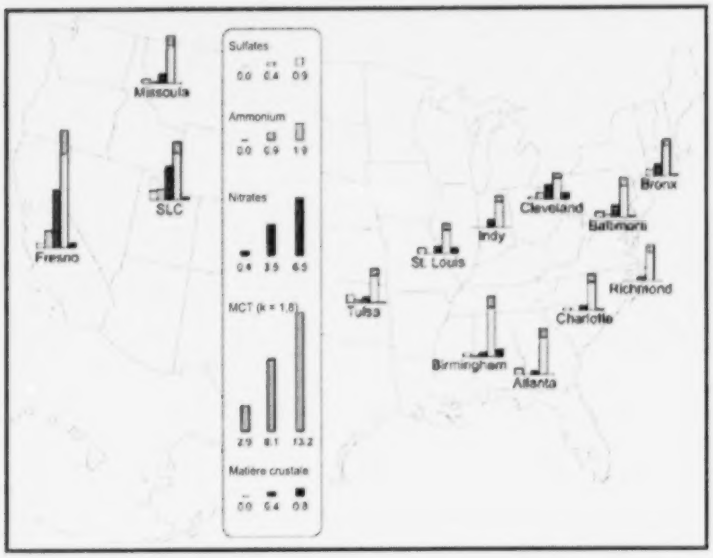


Figure 6.2 - Analyse de l'excès urbain en $SO_4^=$, NH_4^+, NO_3^-, MCT et matière crustale pour 13 villes des États-Unis

(Remarque : pour convertir la masse carbonée en MCT, multiplier par k, soit 1.8)

6.1.1.3 *Sources des P2,5 transportées dans l'est de l'Amérique du Nord*

Une méthode d'analyse d'ensemble des trajectoires connue sous le nom de Quantitative Transport Bias Analysis (QTBA; Keeler et Samson, 1989) a été employée pour relever les régions géographiques qui contribuaient systématiquement à la masse des particules fines ($P_{2,5}$) supérieure et inférieure à la moyenne dans l'est de l'Amérique du Nord (Brook *et al.*, 2004). Les mesures de la moyenne sur une période de 6 heures dans 12 régions rurales ou suburbaines de l'est de l'Amérique du Nord, effectuées au moyen d'une TEOM, ont été individuellement associées aux rétrotrajectoires correspondantes de trois jours pour la saison chaude (de mai à septembre) des années 2000 et 2001. Une grande partie du secteur à forte densité de population du nord-est du Canada et des États-Unis a connu une augmentation des $P_{2,5}$ allant jusqu'à des concentrations « supérieures à la moyenne » (figure 6.3). Les concentrations moyennes ont été déterminées en calculant la concentration moyenne dans chacun des sites pendant la saison chaude des années 2000 et 2001. La structure fine du diagramme de la QTBA a indiqué que le transport à partir de la vallée de la rivière Ohio était le plus souvent associé aux plus fortes concentrations de $P_{2,5}$, notamment dans la partie est de cette région. En outre, les masses d'air traversant une zone relativement vaste allant du sud-est de l'Ohio à l'ouest de la Virginie et de l'ouest du Kentucky au centre du Tennessee sont généralement à l'origine de concentrations relativement élevées de $P_{2,5}$ dans le nord-est de l'Amérique du Nord. Ces résultats observationnels concordent avec la répartition spatiale des principales sources ponctuelles de SO_2 et de NO_x (figures 4.1a et 4.3a).

6.1.1.4 *Analyse des rétrotrajectoires des P2,5 transportées dans l'est du Canada*

À l'aide des mesures horaires des $P_{2,5}$ par TEOM effectuées de mai à septembre de 1998 à 2000, Brook *et al.* (2002) ont quantifié l'effet des diverses directions du transport sur les concentrations de $P_{2,5}$ dans l'est du Canada en analysant les rétrotrajectoires. En comparant les concentrations de $P_{2,5}$ dans différents sites, on constate que, en moyenne, la contribution locale aux $P_{2,5}$ totales dans la région du Grand Toronto est d'environ 30 à 35 %. La contribution régionale ou à grande distance est donc comprise entre 65 et 70 %.

En outre, dans les sites de l'est du Canada, les concentrations moyennes de $P_{2,5}$ étaient de deux à quatre fois plus élevées en direction sud sud-ouest qu'en direction nord de mai à septembre en 1998 et 1999 (voir la figure 2.2). Cette observation porte à croire que la plus grande partie des $P_{2,5}$ dans ces

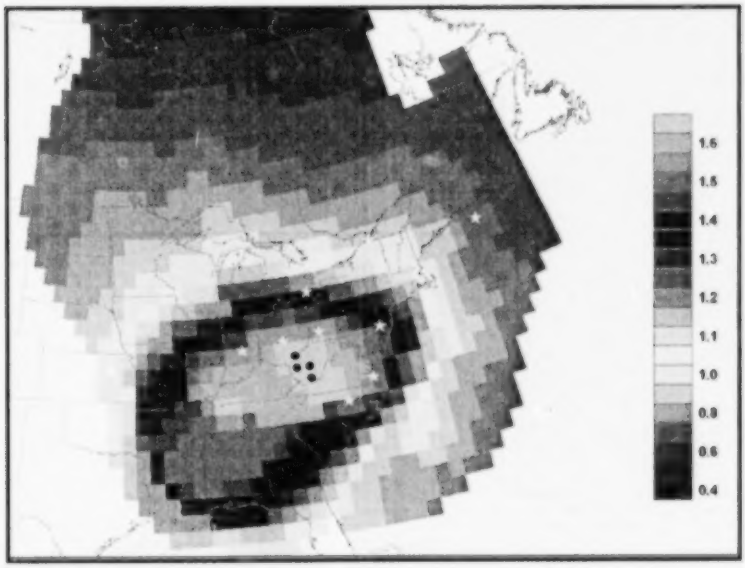


Figure 6.3 - Diagramme combiné de la OTBA obtenue au moyen des mesures des $P_{2,5}$ par TEOM effectuées pendant les mois chauds (de mai à septembre) des années 2000 et 2001. Les emplacements des dix sites de mesure (les récepteurs) sont indiqués par des étoiles, et les endroits où les valeurs de la OTBA étaient le plus élevées sont indiqués par des cercles noirs. Les valeurs de la OTBA supérieures à 1.0 indiquent qu'il est fort probable que les masses d'air passant au-dessus de cette région apportent au récepteur des $P_{2,5}$ en concentrations supérieures à la moyenne pendant la saison chaude.

endroits sont dues au transport des $P_{2,5}$ et de leurs précurseurs par des sources au sud de cette région.

6.1.1.5 *Sources des particules transportées dans le Glacier National Park (Montana)*

La formule des grappes de trajectoires et de l'analyse chronologique a été appliquée au Glacier National Park du Montana (Sirois et Vet, comm. personnelle). Cette analyse préliminaire montre l'influence potentielle des sources dans l'ouest du Canada et des États-Unis sur la diminution de la visibilité dans le Glacier National Park. Qualitativement, les sources de v en Alberta, en Saskatchewan, au Montana et au Dakota du Nord contribuent aux épisodes de faible visibilité causés par le $SO_4^{=}$ dans le Glacier National Park. Les fortes concentrations de NO_3^- observées dans le parc ont été associées à la circulation d'air de l'ouest en provenance de la région de Vancouver et de Seattle. Le carbone organique total et le carbone noir total, les principaux composés qui contribuent à la diminution de la visibilité dans le parc, ont été associés à des écoulements d'air en provenance des régions de Vancouver et de Seattle, de l'Oregon et de la Californie du Nord.

6.1.1.6 *Sources des particules et des précurseurs des pluies acides transportés dans le sud-ouest de l'Ontario : Étude 1*

La formule des grappes de trajectoires et de l'analyse chronologique a été appliquée aux concentrations observées de particules de $SO_4^{=}$ et de NO_3^- dans l'air ainsi qu'au pH, aux sulfates et aux nitrates des précipitations à la station de mesure de Longwoods du Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (RCSAP) dans le sud-ouest de l'Ontario afin de déterminer les relations source-récepteur (Vet et Sirois, comm. personnelle). Cette technique combinait les rétrotrajectoires de trois jours et les mesures quotidiennes des particules et des ions. Elle comportait la catégorisation des trajectoires des masses d'air en deux secteurs géographiques (figure 6.4) et le tri des données à la station de Longwoods en fonction du secteur où chaque trajectoire arrivait. Les critères de catégorisation des trajectoires étaient les suivants : 1) si au moins 70 % des points de la trajectoire arrivaient dans un secteur, la trajectoire avait son origine dans ce secteur; 2) si moins de 70 % des points de la trajectoire arrivaient dans un secteur, la trajectoire était « non attribuable » (N/A). Les figures 6.5 et 6.6 montrent les tendances à long terme et les concentrations médianes des particules de $SO_4^{=}$ et de NO_3^- dans l'air ainsi que le pH, les sulfates et les nitrates des précipitations

associées aux trajectoires provenant des secteurs canadiens et américains.

Air. Les résultats de cette étude concernant le SO_2 présent dans l'atmosphère indiquent que les concentrations de ce gaz dans les masses d'air provenant du Canada ont considérablement diminué pendant la période de 1983 à 2001, tandis que les concentrations dans les masses d'air provenant des États-Unis ont graduellement augmenté au cours de la même période (figure 6.5a, où une échelle logarithmique a été utilisée). Pendant cette même période, la concentration médiane de SO_2 dans les masses d'air provenant des États-Unis a été environ 2,8 fois plus élevée que celle dans les masses d'air provenant du Canada (figure 6.5b). La concentration des particules de $SO_4^=$ dans les masses d'air provenant du Canada a légèrement diminué, tandis que celle dans les masses d'air provenant des États-Unis est demeurée relativement constante au cours de la période de 19 ans (figure 6.5c). Les concentrations médianes de $SO_4^=$ dans les masses d'air provenant des États-Unis étaient également 2,8 fois plus élevées que celles des masses d'air provenant du Canada (figure 6.5d). Les concentrations de NO_3^- total (TNO_3^- = la somme des particules de NO_3^- et du HNO_3 gazeux) dans les masses d'air provenant du Canada ont diminué légèrement de 1983 à 2001, tandis que celles dans les masses d'air provenant des États-Unis ont augmenté de 1983 à 1992 et sont demeurées relativement constantes de 1992 à 2001 (figure 6.5e). En général, la concentration médiane de TNO_3^- dans les masses d'air provenant des États-Unis était trois fois plus élevée que celle dans les masses d'air provenant du Canada (figure 6.5f).

Précipitations : Les résultats indiquent que le pH des précipitations associées aux trajectoires provenant du Canada a augmenté pendant les années 1980, diminué de la fin des années 1980 au milieu des années 1990, et augmenté à nouveau du milieu des années 1990 à 2001 (figure 6.6a). Le pH des précipitations provenant des masses d'air des États-Unis a augmenté légèrement et graduellement de 1983 à 2001 (figure 6.6a). La valeur médiane du pH des précipitations provenant des masses d'air des États-Unis est beaucoup plus faible que le pH des précipitations résultant des masses d'air provenant du secteur canadien (figure 6.6b). La quantité de $SO_4^=$ dans les précipitations associées aux trajectoires provenant du Canada a diminué du début des années 1980 à 1990, augmenté pendant les années 1990, et diminué plus rapidement de 1997 à 2001 (figure 6.6c). Les concentrations de sulfates dans les précipitations associées aux trajectoires des États-Unis ont diminué plus graduellement pendant la période de mesure (figure 6.6c). La concentration médiane de $SO_4^=$ dans les précipitations associées aux États-Unis a été environ deux fois plus élevée que celle des trajectoires provenant du Canada (figure 6.6d). La quantité de NO_3^- dans les précipitations associées aux trajectoires provenant du Canada a aussi diminué du début des années 1980 à 1990, mais elle s'est stabilisée des années 1990 à 2001 (figure 6.6e). Les concentrations de nitrates dans les précipitations associées aux trajectoires provenant des États-Unis sont demeurées relativement constantes du début des années 1980 à 1999, et elles ont légèrement diminué de 1999 à 2001 (figure 6.6e). La concentration médiane de NO_3^- dans les précipitations associées aux trajectoires provenant des États-Unis a été environ deux fois plus élevée que celle dans les précipitations associées aux trajectoires provenant du Canada (figure 6.6f).

Figure 6.4 - Secteurs utilisés pour catégoriser les rétrotrajectoires de trois jours des masses d'air à Longwoods, Ontario. La zone légèrement ombragée représente le secteur canadien, et la zone fortement ombragée, le secteur américain.

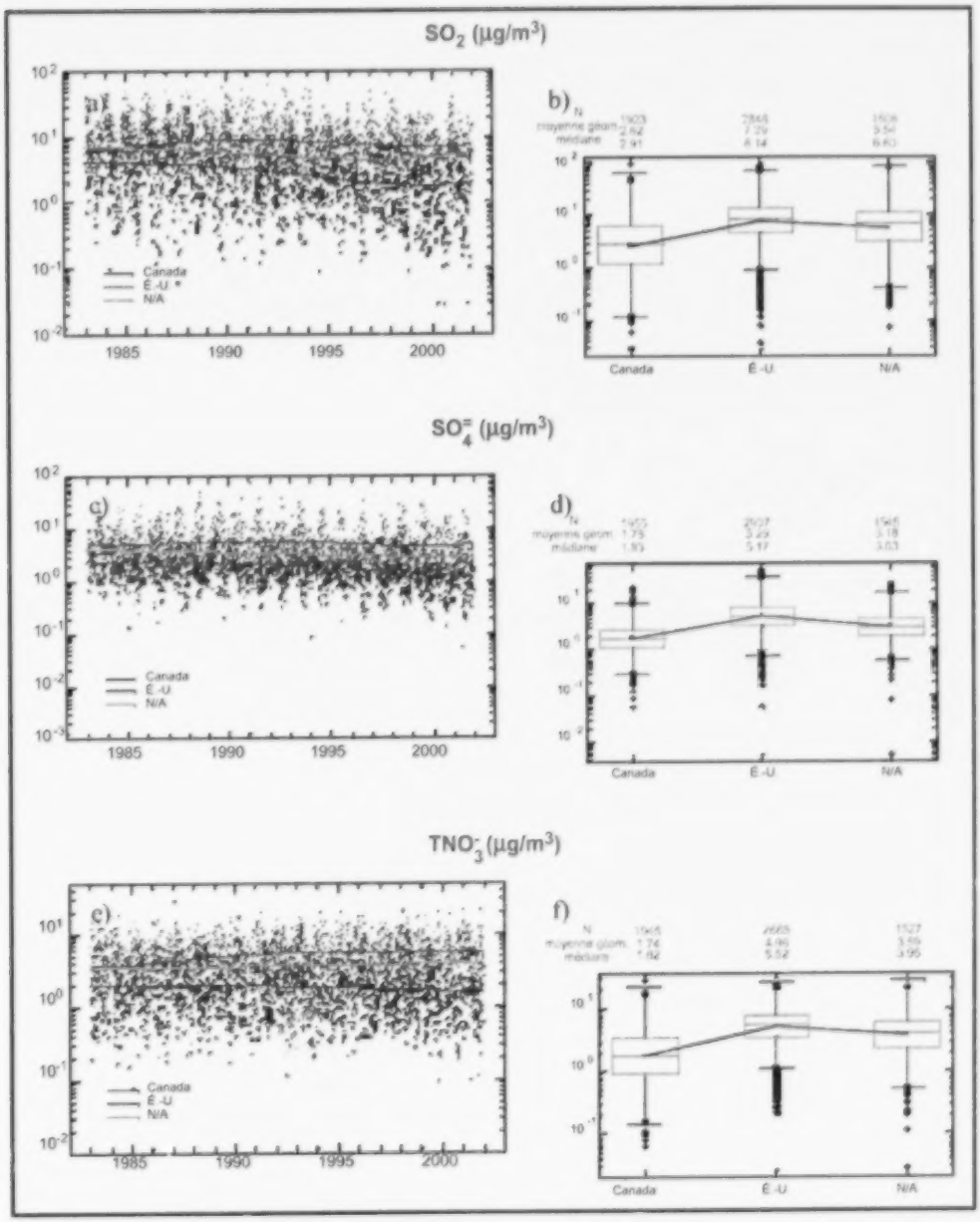


Figure 6.5 - Tendances à long terme et concentrations médianes du SO_2 (a et b respectivement) des particules de $SO_4^=$ (c et d respectivement) et des particules de NO_3^- (e et f respectivement) dans l'air à Longwoods, Ontario, associées aux rétrotrajectoires de trois jours provenant du Canada, des États-Unis et « non attribuables » (N/A) à l'un ou l'autre secteur. La ligne de tendance dans les tracés en boîte réunit les moyennes géométriques, la ligne divisant les boîtes représente la médiane, les côtés supérieur et inférieur des boîtes représentent les 75e et 25e centiles des données respectivement, et les barres supérieure et inférieure sur les tracés en boîte représentent respectivement le 75e centile plus 1,5 fois l'intervalle interquartile et le 25e centile moins 1,5 fois l'intervalle interquartile.

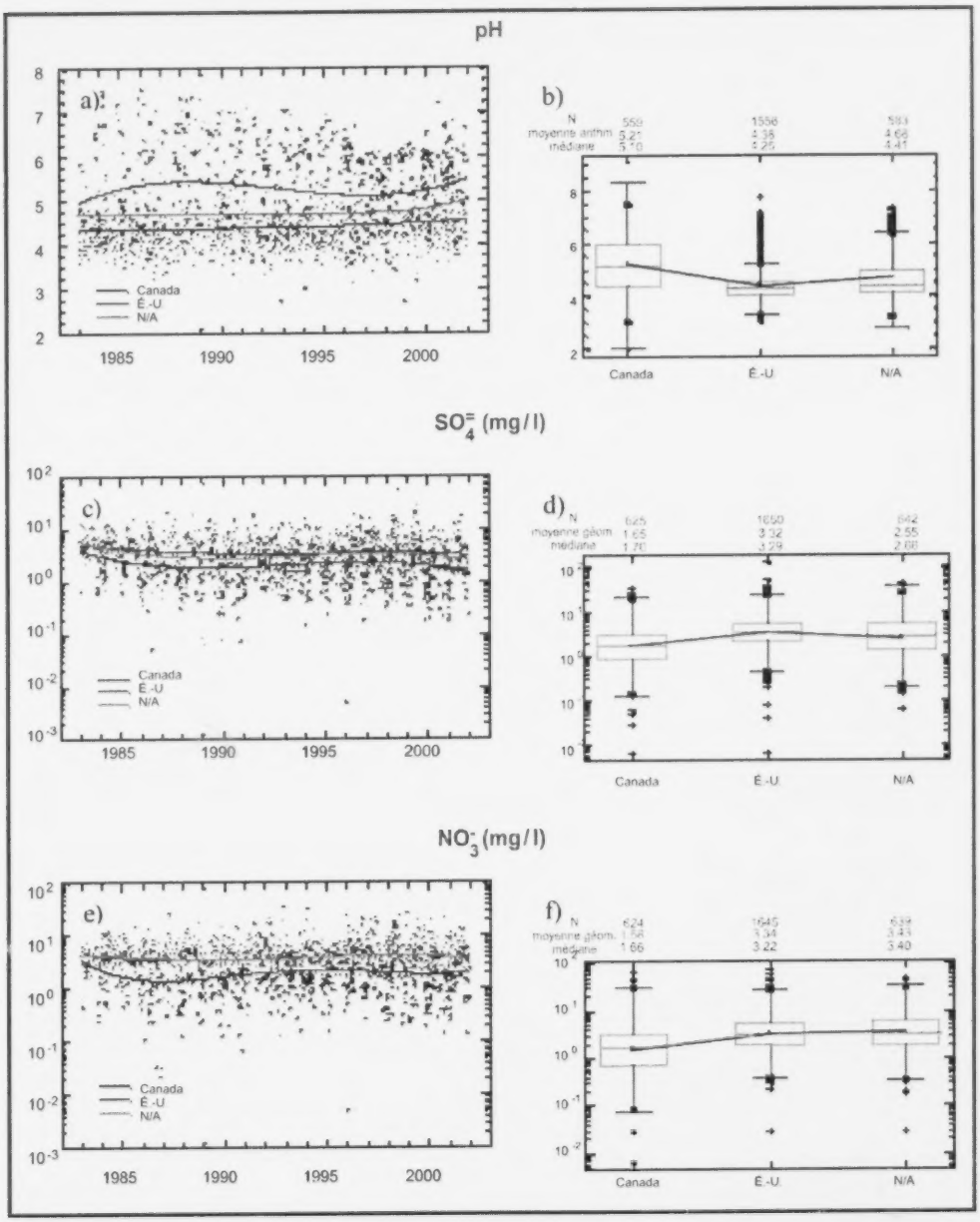


Figure 6.6 - Tendances à long terme et valeurs médianes du pH (a et b respectivement), du $SO_4^=$ (c et d respectivement) et du NO_3^- (e et f respectivement) dans les précipitations à Longwoods, Ontario, associées aux rétrotrajectoires de 72 heures provenant du Canada, des États-Unis et « non attribuables » (N/A) à l'un ou l'autre des secteurs. La ligne de tendance dans les tracés en boîte réunit les moyennes géométriques, la ligne divisant les boîtes représente la médiane, les côtés supérieur et inférieur des boîtes représentent les 75e et 25e centiles des données respectivement, et les barres supérieure et inférieure sur les tracés en boîte représentent respectivement le 75e centile plus 1,5 fois l'intervalle interquartile et le 25e centile moins 1,5 fois l'intervalle interquartile.

6.1.1.7 *Sources des particules et des précurseurs des pluies acides transportés dans le sud-ouest de l'Ontario : Étude 2*

Une analyse a aussi été effectuée afin de déterminer l'effet sur la qualité de l'air à Longwoods, Ontario, des sources d'émissions canadiennes comparativement aux sources américaines (Vet *et al.*, comm. personnelle). Les résultats (voir la figure 6.7) ont été obtenus en combinant les concentrations quotidiennes dans l'air ambiant au site Longwoods avec les trajectoires des masses d'air pour chacun des jours de mesure. Cette méthode, mise au point par Seibert *et al.* (1994), calcule, pour chaque maille de grille, la moyenne géométrique des concentrations du composé chimique présent dans l'air mesurées à Longwoods pour le sous-ensemble de trajectoires ayant passé par cette maille. Par conséquent, les carrés rouges dans la figure représentent les zones où les concentrations de polluants étaient les plus élevées à Longwoods, et les carrés bleus, celles où les concentrations étaient les plus faibles. La figure 6.7 montre que les plus fortes concentrations de SO_2, de $SO_4^=$ et de TNO_3^- mesurées dans ce site sont associées à l'air transporté à partir de certaines régions du Midwest et du nord-est des États-Unis. Ces régions géographiques produisent aussi beaucoup d'émissions de SO_2 et de NO_x. Par contre, les concentrations sont les plus faibles lorsque l'air est transporté à partir des régions du Canada qui se trouvent au nord et à l'est du site. Une analyse semblable portant sur la composition chimique des précipitations (aucune figure) indique qu'un réseau plus complexe de sources d'émissions influe sur les précipitations à Longwoods. L'acidité élevée dans ce site est surtout associée à l'air transporté en provenance de la vallée de l'Ohio. Les concentrations élevées de $SO_4^=$ et de NO_3^- sont associées à l'air transporté en provenance du centre et de l'est des États-Unis et du nord de l'Alberta ainsi que du centre des États-Unis et du nord de l'Alberta et de la Saskatchewan respectivement.

6.1.1.8 *Sources des $P_{2,5}$ transportées dans le sud du Québec*

Les relations source-récepteur décrivant les concentrations de $P_{2,5}$ dans un site du sud du Québec en juillet 2001 ont été déterminées au moyen du modèle START (Suivi du transport atmosphérique régional et transfrontalier) (Dion, 2003). START utilise les données sur les émissions et les rétrotrajectoires provenant du Centre météorologique canadien pour déterminer l'origine des $P_{2,5}$ et de leurs précurseurs dans un délai de 72 heures pour chaque rétrotrajectoire. Le modèle indique que, à mesure que les concentrations ambiantes de $P_{2,5}$ dans le site récepteur augmentent, l'origine des polluants se déplace du Québec pour passer en Ontario et aux États-Unis. Lorsque les concentrations de $P_{2,5}$ diminuent, l'origine des polluants retourne principalement au Québec.

Le modèle a aussi servi à calculer le pourcentage des $P_{2,5}$ qui, à Saint-Anicet, dans le sud du Québec, provenaient des États-Unis, de l'Ontario, du Québec et d'autres régions pendant l'été (de mai à septembre) et l'hiver (de novembre à mars) des années 1999 et 2000 (tableau 6.2). Les résultats ont indiqué que, à Saint-Anicet, les États-Unis étaient une source importante de $P_{2,5}$ qui contribuaient dans une proportion légèrement supérieure à 50 % à la masse de ces particules. Le reste des particules provenaient de sources canadiennes : environ un quart, de l'Ontario, et approximativement 17 %, du Québec. Cette technique a permis de constater que l'origine des $P_{2,5}$ ne semblait pas varier pour la peine, que ce soit en hiver ou en été.

Tableau 6.2 Pourcentage de la masse des $P_{2,5}$ relativement à la rétrotrajectoire de trois jours à 950 hPa (de 1999 à 2002)

Saison/ région	É.-U.	Ontario	Québec	Autre	Nbre de traj.
Été	55	26	17	3	2410
Hiver	57	24	17	3	2400

6.1.1.9 *Sources des $P_{2,5}$ transportées en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick*

Les données sur les $P_{2,5}$ ont été utilisées conjointement avec les analyses des trajectoires pour déterminer les modes de transport atmosphérique dans le parc national Kejimkujik, en Nouvelle-Écosse, et à St. Andrews, au Nouveau-Brunswick (Waugh et Ketch, 2003). Pour cette analyse, on a utilisé des rétrotrajectoires de cinq jours, quatre fois par jour entre 1999 et 2001. Les trajectoires calculées pour ce projet ont été produites par le modèle de trajectoire du Centre météorologique canadien.

Un programme d'analyse statistique non paramétrique (SL-PSCF) a été utilisé pour isoler les épisodes du quartile supérieur (« de pollution ») et inférieur (« sans pollution ») pour les $P_{2,5}$. Un épisode a été défini comme une période de six heures où il y a eu au moins une observation horaire dans le 25e cen-

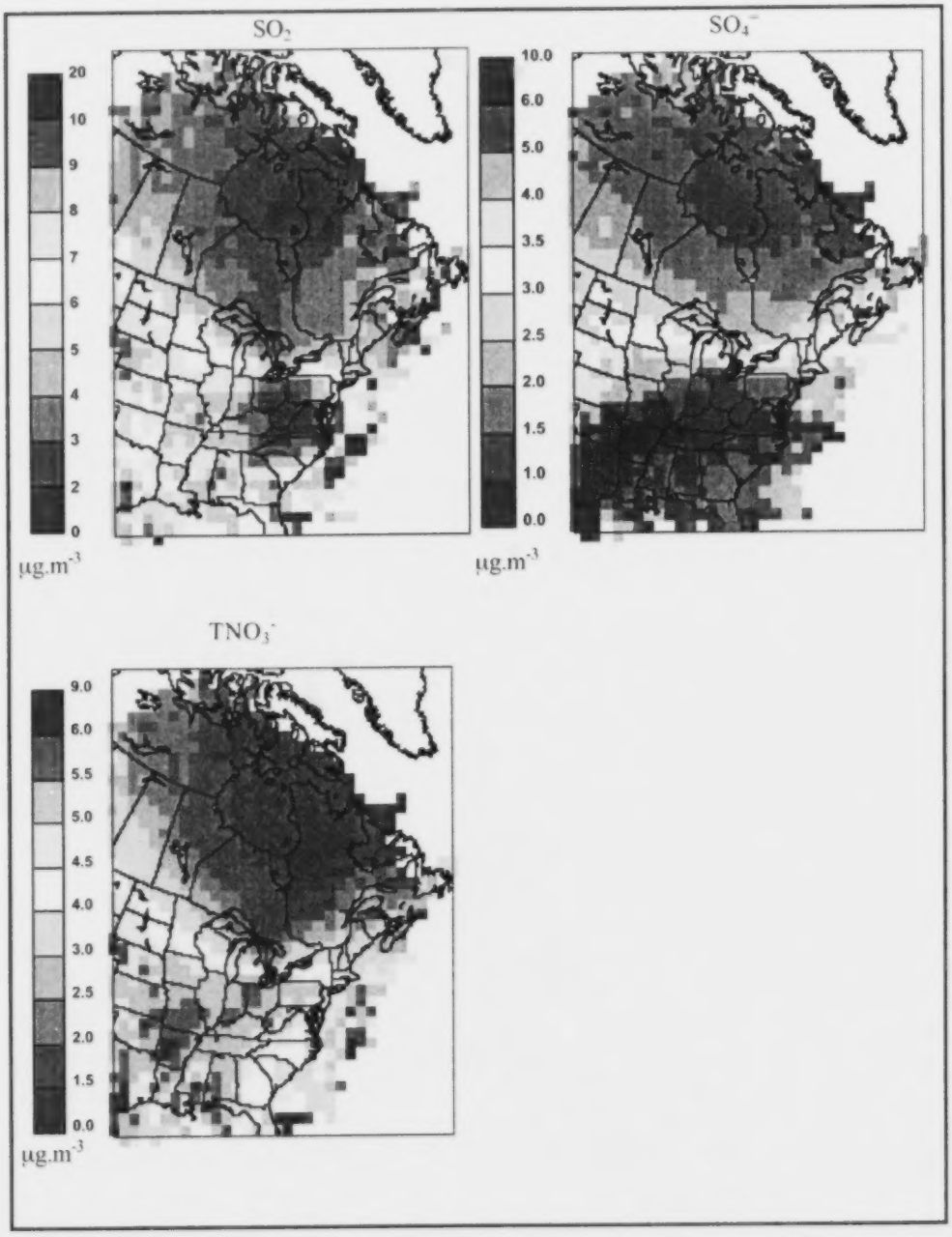


Figure 6.7 - Moyenne géométrique des concentrations de SO_2, de $SO_4^=$ et de TNO_3^- mesurées dans l'air à Longwoods, Ontario (de 1983 à 2000) pour le sous-ensemble des trajectoires des masses d'air ayant passé par cette maille de grille.

tile supérieur ou inférieur. Les dates et les heures de ces épisodes ont été choisies et attribuées aux trajectoires pertinentes, ce qui a donné lieu à un sous-ensemble de trajectoires reliées aux épisodes de pollution (25e centile supérieur) et sans pollution (25e centile inférieur).

Les sections rouges noirâtres plus foncées de la figure 6.8 indiquent l'influence des régions sources d'émissions continentales sur le 25e centile supérieur des concentrations de $P_{2,5}$ à Kejimkujik (première figure à la droite). Les résultats de la climatologie des épisodes de $P_{2,5}$ (figure 6.8) montrent aussi l'importance de cette région pour les concentrations du 25e centile supérieur à St. Andrews. L'examen des 25e centiles supérieurs des polluants confirme l'effet considérable des zones d'émissions dans l'est des États-Unis, le sud de l'Ontario et le sud des Prairies sur les concentrations élevées dans ces deux sites en Nouvelle-Écosse et au Nouveau-Brunswick.

6.1.2 Factorisation matricielle positive

Le recours à la factorisation matricielle positive (FMP) dans les études sur la qualité de l'air est devenu un instrument de plus en plus répandu pour élucider la répartition des sources (Yakovleva et Hopke, 1999; Paterson *et al.*, 1999; Prendes *et al.*, 1999). Si l'ensemble de données sur les $P_{2,5}$ est convenable, l'une des principales difficultés de l'application de la FMP consiste à déterminer le nombre de types de sources qui entrent en jeu à un endroit donné. L'identification ou l'« appellation » des sources contribuant aux types observés est aussi difficile, car les deux cas présentent un problème de subjectivité. La solution idéale consiste à utiliser des formules multiples (c.-à-d. des types de modèles indépendants de récepteurs) et de chercher à obtenir un consensus.

6.1.2.1 *Sources des particules transportées à Toronto, en Ontario, et à Vancouver, en Colombie-Britannique*

Afin de mieux comprendre les processus influant sur la concentration des $P_{2,5}$, de déterminer leurs sources et d'en apprendre davantage au sujet de leurs effets sur la santé, la composition chimique des $P_{2,5}$ de Toronto et de Vancouver a été mesurée quotidiennement de janvier à décembre 2001 et de février 2000 à février 2001 respectivement (Lee *et al.*, 2003). La répartition des sources a été faite au moyen de la FMP. L'analyse par cette méthode a permis de relever respectivement huit et six sources contribuant à la formation de $P_{2,5}$ à Toronto et à Vancouver (figure 6.9). À Toronto, les prin-

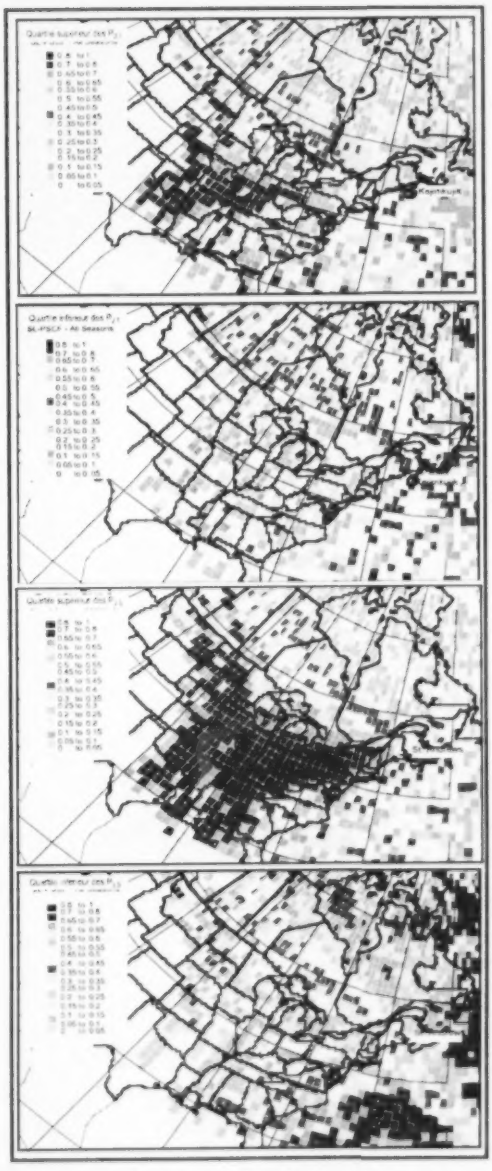


Figure 6.8 – Données sur les épisodes climatologiques des rétrotrajectoires dans le quartile supérieur et inférieur des $P_{2,5}$ (de 1999 à 2001). Les données pour Kejimkujik se trouvent dans les deux rangées supérieures, et celles pour St. Andrews, dans les deux rangées inférieures. Les figures montrent les fréquences climatologiques de l'utilisation du SL-PSCF.

cipaux constituants des $P_{2,5}$ étaient la combustion du charbon (30 %) reliée au transport régional, le NO_3^- secondaire (34 %) relié aux sources locales et sous le vent de NO_x et de NH_3, les aérosols organiques secondaires et le brûlage de la biomasse (9 %), et la circulation des véhicules à moteur (9 %). La combustion du charbon a été reliée au transport régional (en provenance du Canada et des États-Unis), car il n'existe pas d'importantes sources d'émissions dues à la combustion du charbon dans la région immédiate. Par conséquent, le signal décelé au moyen de l'analyse par FMP est relié au transport dans la région attribuable à des sources non locales. Les autres constituants décelables étaient le sel de voirie (en hiver), la poussière de la route et le sol (à l'année), les fonderies ou l'industrie connexe et la combustion du mazout. À Vancouver, les trois principaux constituants étaient le NH_4NO_3 secondaire (49 %), les acides organiques secondaires contenant l'ion $SO_4^=$ (23 %) et les véhicules à moteur (20 %). Les constituants moins importants étaient la poussière de la route et le sol, le sel marin et la combustion du mazout. On a constaté que la masse moyenne des $P_{2,5}$ à Vancouver était d'environ 44 % moins élevée qu'à Toronto. On a estimé que l'influence totale des sources localisées reliées aux véhicules était de 36 % à Toronto et de 51 % à Vancouver.

6.1.2.2 *Comparabilité des résultats des modèles de récepteur pour les sources de* P2,5 *à Toronto*

Les données brutes de Lee *et al.* ont ensuite été transmises à une équipe d'analystes américains au Vermont Department of Environmental Conservation, où elles ont été analysées à l'aide d'un deuxième modèle de récepteur, UNMIX. Les résultats indépendants des modèles FMP et UNMIX ont ensuite été comparés, peaufinés et révisés au moyen des données météorologiques locales au sol, et des techniques d'ensemble pour les rétrotrajectoires ont ensuite été employées pour aider à évaluer et à interpréter les résultats. Les contributions annuelles moyennes des sources identifiées par les modèles FMP et UNMIX à la masse des $P_{2,5}$ sont indiquées à la figure 6.10.

La concentration massique annuelle moyenne de $P_{2,5}$ pendant cette période a été de 14 $\mu g/m^3$ (seulement un peu moins que la concentration spécifiée dans la norme américaine), et les concentrations maximales pour 24 heures (le 98e centile) ont été de 35 $\mu g/m^3$ (juste un peu plus que le standard canadien). Les deux modèles ont reproduit les mesures annuelles et quotidiennes de la masse des $P_{2,5}$ provenant des sources identifiées, dont les fonderies (5 %), les véhicules à moteur (20 %), le NH_4NO_3 (36 %) et la combustion du charbon (36 %).

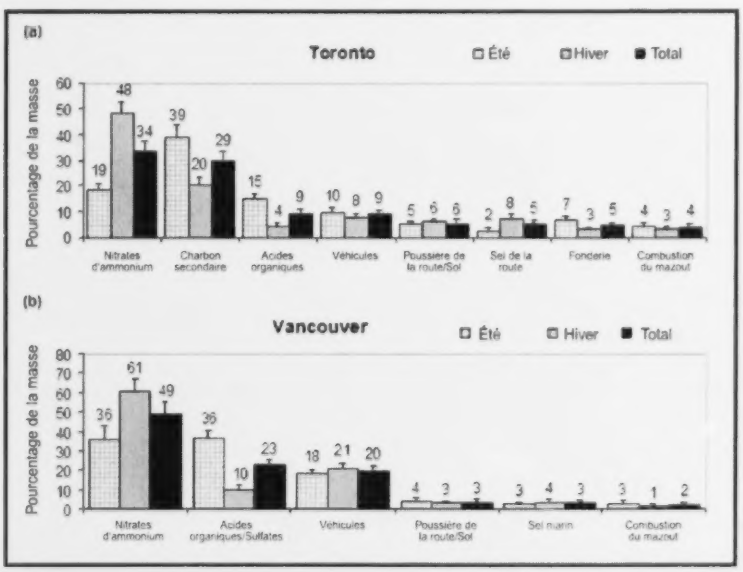


Figure 6.9 - Pourcentage de la contribution, par composant, à la masse de $P_{2,5}$ a) à Toronto et b) à Vancouver, calculé par la méthode FMP-RLM

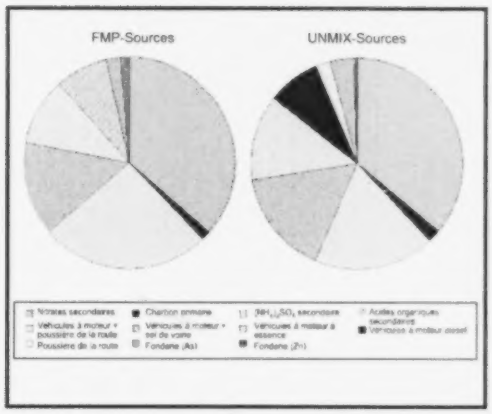


Figure 6.10 - Contributions annuelles moyennes aux $P_{2.5}$ à Toronto (de février 2000 à février 2001), calculées par les techniques de modélisation des récepteurs UNMIX (a) et FMP (b).

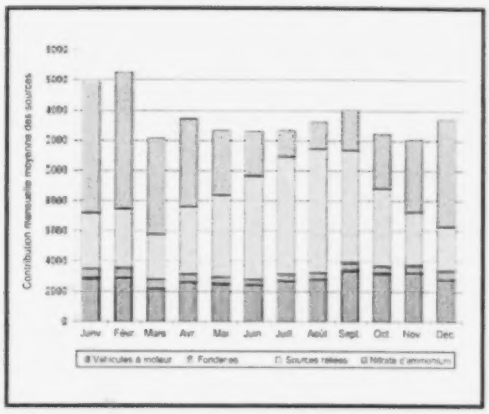


Figure 6.12 - Variations saisonnières de la contribution des sources identifiées à Toronto par les modèles FMP et UNMIX.

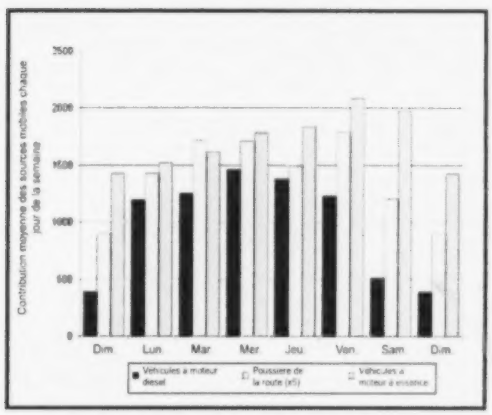


Figure 6.11 - Variations moyennes chaque jour de la semaine dans les sources reliées aux véhicules à moteur du modèle UNMIX.

Les figures 6.11 et 6.12 montrent les caractéristiques temporelles de plusieurs composants, ce qui permet de mieux connaître les particularités des sources. La figure 6.11 indique la contribution moyenne chaque jour de la semaine des trois sources « reliées aux véhicules à moteur » identifiées par UNMIX. L'intensité de ces trois sources diminue pour la peine en fin de semaine, et la réduction relative le dimanche est la plus élevée pour les véhicules à moteur diesel, la moins élevée pour les véhicules à essence et intermédiaire pour la poussière de la route.

La figure 6.12 montre les schémas saisonniers de quatre catégories principales, indiqués pour la moyenne des résultats des modèles FMP et UNMIX. L'influence totale des sources provenant des véhicules à moteur et des fonderies est relativement constante pendant toute l'année, tandis que celle du NH_4NO_3 et des composants reliés au charbon atteint un maximum élevé en hiver et en été respectivement.

On peut voir à la figure 6.13 une évaluation de la contribution des sources quotidiennes du modèle de récepteur en fonction des conditions météorologiques locales au sol pour les sources « reliées aux véhicules à moteur » et « reliées au charbon » du modèle UNMIX. L'influence de la source mobile ne varie pas pour la peine en fonction de la direction du vent, mais elle est toujours plus grande pour les directions où la vitesse du vent augmente (secteurs ombragés en bleu), ce qui indique que la source est surtout d'origine locale. Il n'en est pas de même pour les sources reliées au charbon, car elles augmentent toutes considérablement si les vents de surface viennent du sud (du sud-est par le sud-ouest), et elles sont ordinairement plus intenses de cette direction à mesure que la vitesse du vent augmente (secteurs ombragés en rouge), ce qui indique qu'une source plus éloignée entre en jeu.

La figure 6.14 (côté gauche) montre des « champs de probabilité accrue » fondés sur les rétrotrajectoires pour les sources des $P_{2.5}$ reliées au charbon à Toronto. Ces sources reliées au charbon peuvent être divisées

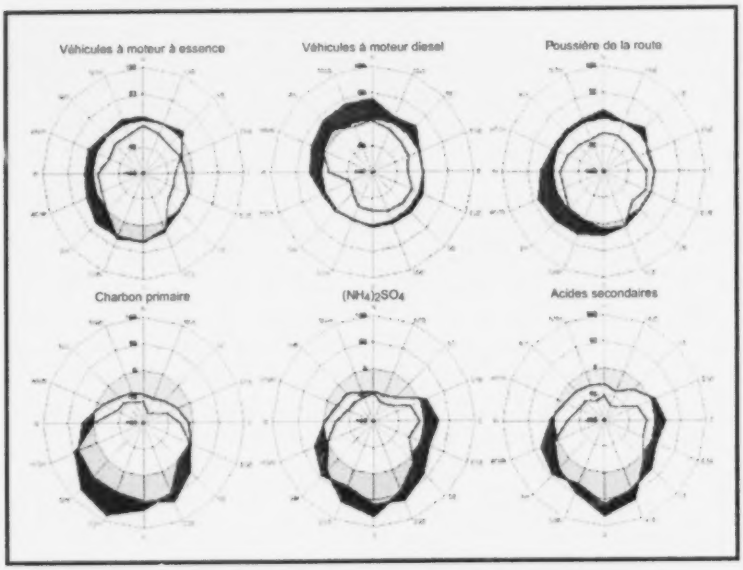


Figure 6.13 - Sources reliées aux véhicules à moteur et au charbon du modèle UNMIX en fonction de la vitesse et de la direction du vent de surface local. Les secteurs ombragés en bleu indiquent les directions d'où l'influence de la source est la plus grande lorsque la vitesse du vent est faible. Les secteurs ombragés en rose indiquent les directions d'où l'influence de la source augmente quelle que soit la vitesse du vent. Les secteurs ombragés en rouge indiquent les directions d'où l'influence de la source augmente lorsque la vitesse du vent est élevée.

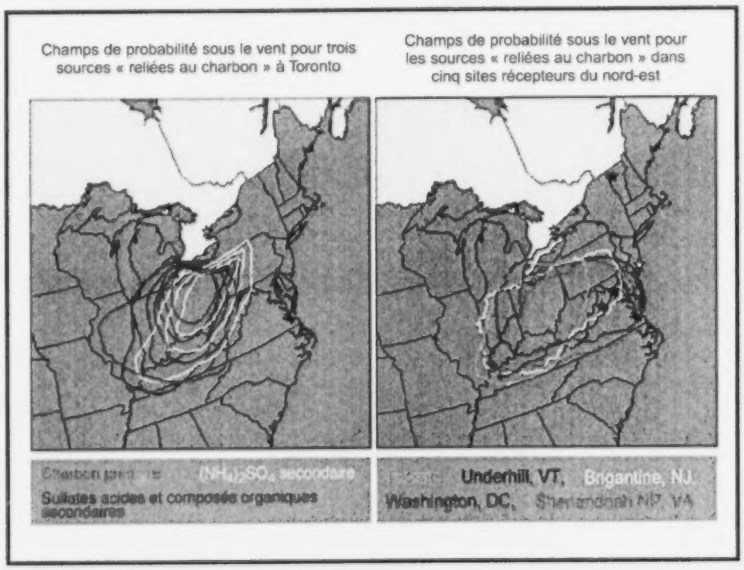


Figure 6.14 - Champs de probabilité accrue pour les sources reliées au charbon à Toronto et ailleurs dans l'est.

en trois composantes distinctes fondées sur les analyses des modèles FMP et UNMIX : le charbon primaire (produit par la source sous forme de particules), le $(NH_4)_2SO_4$ secondaire, ainsi que les sulfates acides et les composés organiques secondaires. Même s'il n'existe pas de correspondance parfaite entre leurs champs de probabilité sous le vent, les emplacements sous le vent les plus probables de ces trois sources sont semblables et convergent vers une région des États-Unis où les centrales au charbon produisent beaucoup d'émissions. Dans le côté droit de la figure 6.14, les champs de probabilité pour les trois sources de Toronto « reliées au charbon » sont réunis et comparés (à des contours semblables de probabilité

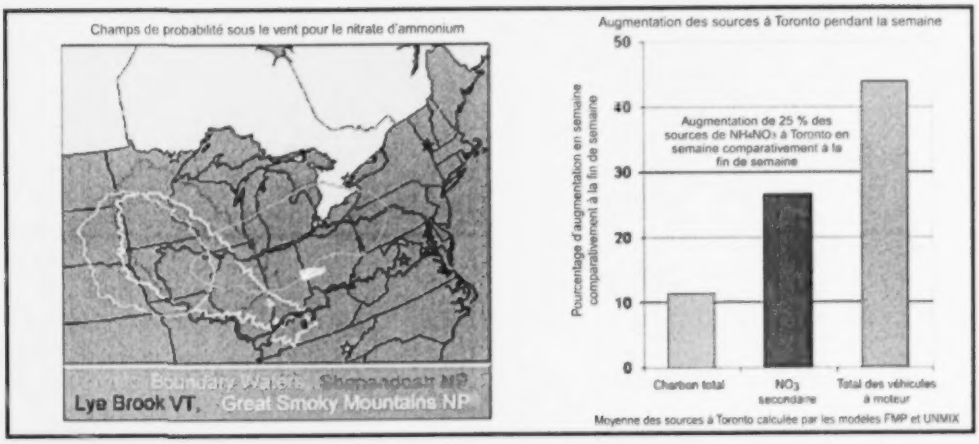


Figure 6.15 - Champs de probabilité accrue et variations des « sources » de NH_4NO_3 à Toronto chaque jour de la semaine

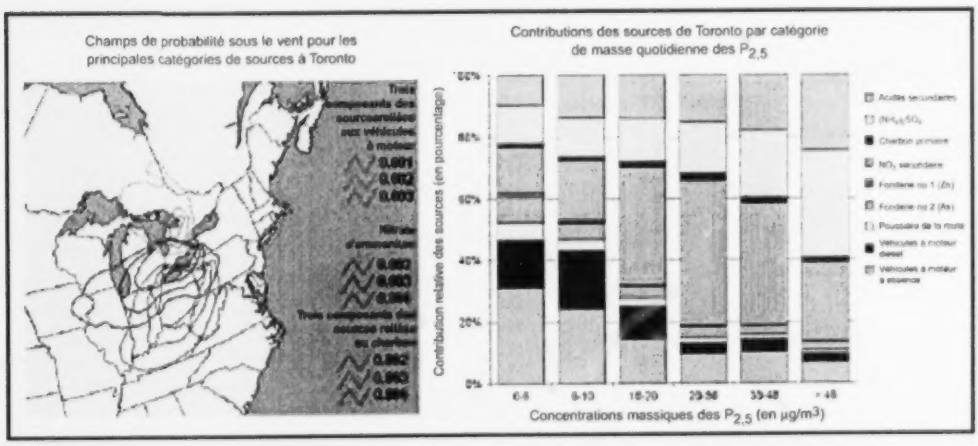


Figure 6.16 - Résumé des principales régions sources de Toronto et de leur influence sur les concentrations massiques quotidiennes de $P_{2,5}$

accrue de 0,002) aux résultats similaires d'autres études récentes qui ont employé la même combinaison de modèles de récepteur FMP ou UNMIX et des techniques d'ensemble pour les rétrotrajectoires. L'uniformité et la convergence des résultats obtenus au moyen de ces différents modèles permettent d'avoir davantage confiance aux résultats de Toronto et portent à croire qu'il existe une région source commune servant de « donneur universel » et ayant un effet sur les multiples récepteurs de la région transfrontalière du nord-est.

Certaines caractéristiques du NH_4NO_3 modélisé portent aussi à croire qu'il existe une « causalité » complexe. La partie gauche de la figure 6.15 compare le champ de probabilité accrue pour les sources de NH_4NO_3 à Toronto avec celui obtenu dans d'autres récentes études de modélisation des récepteurs dans les sites (ruraux) de l'est des États-Unis. Il existe un degré de convergence modérément élevé dans les régions le plus souvent exposées au vent pour les fortes concentrations de NO_3^- provenant de ces sites récepteurs très éloignés les uns des autres, ce qui

porte à croire que les émissions de NH_3 d'origine agricole (dues aux engrais et au bétail) dans la région centre-nord du « corn belt » américain ont une influence critique. Toutefois, comme l'indique le côté droit de la figure 6.15, l'augmentation de l'influence des nitrates à Toronto en semaine est modérément élevée, ce qui porte à croire que des sources locales et plus éloignées de NO_x et de NH_3 sont aussi importantes. Cette « co-causalité » implicite soulève d'autres questions relatives à l'élaboration d'une stratégie de réduction. Si le NH_4NO_3 en aérosol est limité par la disponibilité du NH_3, des réductions du SO_2 occasionneraient-elles des réductions dans le $SO_4^=$ en aérosol, mais des augmentations dans le NO_3^- en aérosol? Si les émissions de NH_3 étaient réduites, faudrait-il s'attendre à des diminutions du NO_3^- en aérosol, mais à des augmentations de l'acidité due au $SO_4^=$ et de la formation d'aérosols organiques secondaires?

La figure 6.16 résume les champs de probabilité sous le vent fondés sur les trajectoires pour les trois principales catégories modélisées à Toronto, et elle montre aussi la contribution relative des composants du modèle UNMIX pendant les jours où les concentrations massiques totales des particules fines sont différentes.

Les sources locales provenant des véhicules à moteur (et les petites sources avoisinantes provenant des fonderies ou des industries) ont une influence relativement constante et sont le plus marquées pendant les journées les moins polluées (qui ont aussi tendance à l'être lorsque le vent du nord souffle). Le NH_4NO_3 secondaire, qui se forme lorsque la température est propice à partir des émissions des précurseurs provenant de sources (canadiennes et américaines) locales et plus éloignées, contribue le plus à la masse annuelle moyenne des particules fines lorsque les concentrations de $P_{2,5}$ sont de modérées à élevées. L'influence des sources reliées au charbon est accentuée par les sources américaines qui produisent des émissions transfrontalières, et ces sources jouent un rôle particulièrement important lorsque la concentration de $P_{2,5}$ est la plus élevée.

6.1.2.3 FMP *et analyse des rétrotrajectoires dans huit villes américaines*

En vertu d'un contrat, l'EPA américaine a préparé une étude de huit villes en faisant la répartition des sources et l'analyse des trajectoires. L'analyse de répartition des sources dans chacune des huit villes indique les types de sources et les emplacements qui contribuent probablement le plus à la masse des $P_{2,5}$ dans chaque ville. Pour la répartition des sources et l'étude des rétrotrajectoires, on a utilisé les données de spéciation des $P_{2,5}$ provenant de huit sites des tendances de l'EPA situés à Birmingham, en Alabama, dans le Bronx, à New York, à Charlotte, en Caroline du Nord, à Houston, au Texas, à Indianapolis, en Indiana, à Milwaukee, au Wisconsin, à St. Louis, au Missouri, et à Washington, D.C. Ces sites se trouvent en milieu urbain et sont probablement touchés par des sources locales et éloignées de particules. Les résultats de la répartition des sources et de l'analyse des rétrotrajectoires concordent avec cette attente.

L'identification préliminaire des sources a d'abord été fondée sur la composition chimique des profils des $P_{2,5}$. Ces profils ont ensuite été pondérés en fonction de la contribution relative de la source aux diverses espèces et des résultats de l'analyse chronologique. Deuxièmement, on a communiqué avec le personnel de surveillance local pour discuter des sources potentielles des particules mesurées au récepteur. Troisièmement, les rétrotrajectoires ont été utilisées pour déterminer l'emplacement des sources qui étaient de 3 à 72 heures sous le vent. Des roses de pollution ont servi à déterminer la direction des sources à l'aide des vents locaux. On a tenté de vérifier si les sources ponctuelles locales se trouvaient approximativement dans les directions indiquées.

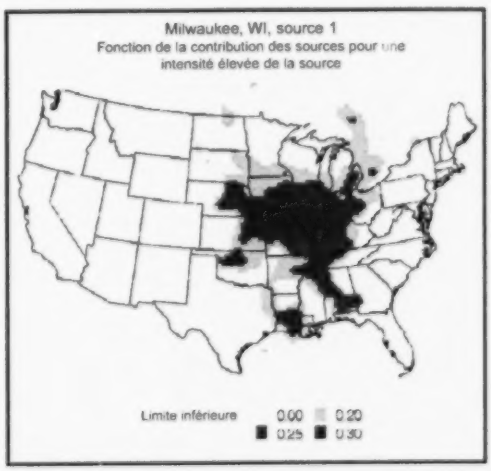


Figure 6.17 : Graphique des régions sources de sulfates pour la source 1, $(NH_4)_2SO_4$, à Milwaukee, WI.

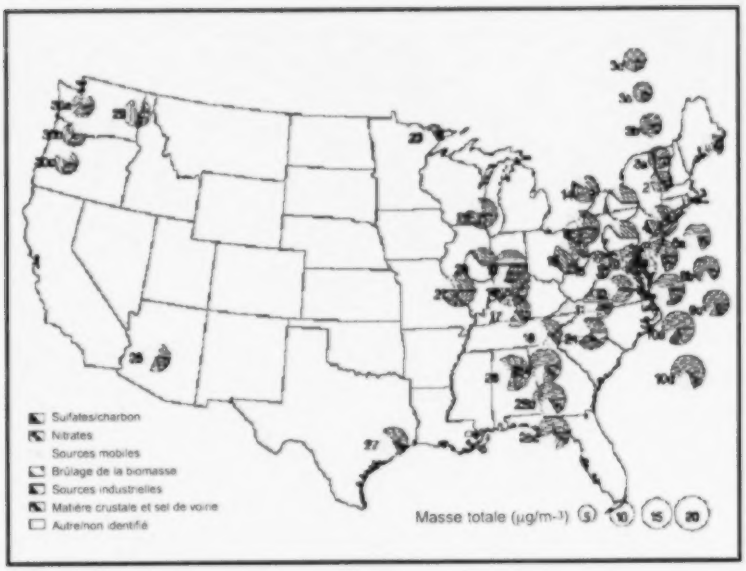


Figure 6.18 - Diagrammes à secteurs des résultats de la répartition des sources à divers endroits aux États-Unis. (Certains diagrammes ont été déplacés pour qu'ils soient plus clairs.)

Pour chaque site, les $P_{2,5}$ ont été réparties en six à huit composants dont plusieurs ont été fréquemment identifiés : le $SO_4^=$ secondaire (figure 6.17), les feux d'artifice, les activités industrielles, les incendies de forêt, le carburant diesel et la matière crustale. Les $P_{2,5}$ dans le site de Washington, D.C. attribuées aux incendies de forêt étaient clairement reliées aux incendies de forêt de juillet 2002 dans l'est du Canada (voir la section 6.1.3.1).

L'analyse des rétrotrajectoires ainsi que les roses des vents et de la pollution fournissent des renseignements sur l'emplacement des sources qui contribuent à la masse des $P_{2,5}$. Les sources de nitrates sont associées aux régions agricoles du Midwest, tandis que l'analyse des rétrotrajectoires du $SO_4^=$ relié au pétrole pointe vers de vastes régions du sud. L'analyse du $SO_4^=$ pose problème parce que quelques-unes des sources semblent reliées à des anticyclones (comme le montre le mouvement en spirale dans le sens horaire de nombreuses rétrotrajectoires lorsque les émissions sont considérables).

Les sulfates, qu'ils proviennent de sources reliées au charbon ou au pétrole, représentent environ un tiers de la masse des $P_{2,5}$. Viennent ensuite les composants comprenant du NO_3^- ou les sources mobiles avec chacune de ces trois catégories qui indiquent des composants du transport à longue distance. Les plus faibles contributions des sources sont davantage spécifiques au site, à l'exception de la poussière crustale. Jusqu'à huit catégories de sources, dont les sources marines, la production de métaux, l'industrie générale et le mazout, peuvent être définies à l'aide d'environ un an de données de spéciation compte tenu de l'état d'avancement actuel de la technologie. En reliant la trajectoire des vents aux résultats de la répartition des sources, on peut délimiter des régions sources (c.-à-d. des régions géographiques qui sont fort probablement à l'origine de la masse associée à un profil de source). Ces régions sources prouvent qu'au moins quelques-unes des particules associées aux profils des sources sont probablement transportées sur de grandes distances. Par exemple, la région source la plus probable pour le profil de la source de combustion du charbon à Birmingham comprend une partie des États suivants : Missouri, Illinois, Indiana, Ohio, Kentucky, Virginie, Caroline du Nord, Caroline du Sud, Alabama et Mississippi.

6.1.2.4 *Liste des études sur la répartition des sources de $P_{2,5}$ réalisées aux États-Unis*

L'EPA américaine a résumé les résultats de 27 études portant sur la répartition des sources à plus de 30 endroits. On a constaté que, dans presque toutes les études, les sources de $SO_4^=$ secondaire et de combustion du charbon contribuaient le plus ou figuraient parmi celles contribuant le plus à la masse des $P_{2,5}$.

souvent dans une proportion supérieure à 50 % des particules arrivant au récepteur. En outre, les analyses de ces trajectoires pointaient souvent vers les régions sources où se trouvaient des centrales au charbon. De plus, si le calendrier d'exécution de l'étude était suffisamment long, l'intensité des sources de $SO_4^=$ secondaire et de combustion du charbon n'était pas la même en hiver qu'en été en raison de la composition chimique de l'atmosphère qui différait beaucoup entre les régions sources et les récepteurs. Dans les études portant sur de plus longues périodes de temps, on a observé des réductions dans les contributions de certaines sources (centrales électriques et fonderies) qui ont été attribuées aux réductions dans les émissions, au changement de combustible (gaz naturel au lieu du mazout) et aux changements dans les conditions météorologiques (hivers chauds vers la fin des années 1990). Dans l'ouest, les sources mobiles et le brûlage de la végétation ont généralement contribué davantage à la masse totale des particules. La figure 6.18 montre des diagrammes à secteurs indiquant divers résultats de répartition pour les régions des États-Unis.

En général, les résultats de bon nombre d'études étaient semblables. Quelques récepteurs ont été étudiés à plusieurs reprises, comme ceux d'Underhill, au Vermont et de Brigantine, au New Jersey. Les sources contribuant à la masse totale ont été regroupées en sept catégories : $SO_4^=$/charbon, sources mobiles, NO_3^-, brûlage de la biomasse, sources industrielles, matière crustale et sel de voirie, et autre/non identifié. À noter que, dans la figure 6.18, les résultats provenant des sites avoisinants sont généralement assez semblables.

6.1.2.5 *Emplacements des sources et analyses chronologiques dans les villes des États-Unis*

Un certain nombre d'études ont évalué les sources des $P_{2,5}$ observées dans les villes américaines. Dans ces études, les modèles FMP et UNMIX ont été utilisés individuellement ou en tandem pour attribuer les sources aux concentrations de $P_{2,5}$ observées. Toutes les analyses des rétrotrajectoires pour les sites de l'est des États-Unis associent le $SO_4^=$ présent dans les particules à la région de la vallée de l'Ohio. Plusieurs études ont signalé que des polluants traversaient la frontière canadienne, plus précisément le $SO_4^=$ en provenance du Midwest des États-Unis qui arrivait au Canada, et les émissions des fonderies canadiennes qui arrivaient dans le nord-est des États-Unis. On prévoit utiliser les données sur les rétrotrajectoires pour quantifier ce transport, mais ces études ne sont pas encore terminées. Toutes les études ont porté sur les moyennes à long terme, et la plupart, sur les

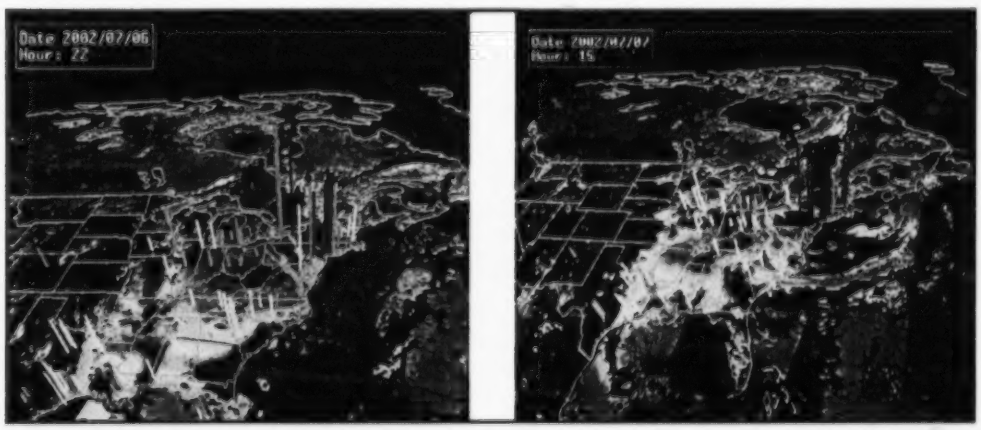


Figure 6.19 - Composites de l'intensité optique des aérosols (en couleur) et des nuages (en noir et blanc) calculée par le capteur MODIS, superposés aux mesures continuelles des $P_{2,5}$ (barres) les 6 et 7 juillet 2002. La concentration massique horaire des $P_{2,5}$ est indiquée par la hauteur de la barre, dont la couleur représente la moyenne mobile de la concentration massique pendant 24 heures attribuée à l'indice de qualité de l'air de l'EPA américaine. Les couleurs allant du jaune au rouge de l'intensité optique des aérosols montrent la présence de particules en concentrations élevées, ce qui est en forte corrélation avec les concentrations de $P_{2,5}$. Les concentrations élevées de particules sont associées à la mesure des aérosols tant au Canada que dans le nord-est des États-Unis.

moyennes saisonnières (pendant trois mois). On a très peu analysé les épisodes quotidiens ou hebdomadaires, à quelques exceptions près. (La plupart des études examinées sont motivées par des préoccupations à long terme, comme les tendances du brouillard régional.) Lee *et al.* (2003a) ont poursuivi leurs recherches sur une source crustale en découvrant que la poussière du Sahara avait peut-être contribué à plusieurs jours de pollution. Coutant *et al.* (2002) signalent l'influence des feux d'artifice à Houston, au Texas. Long (2002) a étudié un événement en particulier (les Jeux olympiques d'hiver en 2002) et étayé les changements dans les proportions des sources (les sources mobiles étaient plus intenses) et les changements temporels (les sources mobiles étaient uniformément réparties au lieu de présenter une variation diurne). À plusieurs occasions lorsque des ensembles de données portant sur de très longues périodes de temps ont été évalués, on a observé des réductions dans les émissions des centrales électriques (Poirot *et al.*, 2001), provenant du mazout (Lee *et al.*, 2003a) et des fonderies (Battye, 2002). Ces réductions ont été attribuées à de plus rigoureuses mesures de lutte contre les émissions, au changement de combustible (p. ex., au remplacement du mazout par le gaz naturel) et aux conditions météorologiques (p. ex., aux hivers plus doux vers la fin des années 1990).

6.1.3 Observations par satellite

6.1.3.1 *Effet dans l'est de l'Amérique du Nord des particules produites par les incendies de forêt*

L'observation directe des aérosols de particules au moyen de capteurs à bord de satellites peut donner un aperçu qualitatif des sources et des récepteurs des particules et de leurs précurseurs. Les incendies de forêt boréale dans le sud du Québec à l'été de 2002 ont produit de vastes quantités d'aérosols dans les basses couches de la troposphère. Les conditions météorologiques ont fourni le mécanisme de transport des particules vers le sud, ce qui a augmenté les concentrations de $P_{2,5}$ au sol dans de vastes régions de l'est des États-Unis. Les valeurs quotidiennes de l'intensité optique des aérosols provenant du satellite Terra muni du capteur MODIS ont permis de suivre le transport de cette fumée au Canada et dans le nord-est des États-Unis. La figure 6.19 montre le transport du panache de fumée dans l'est du Canada le 6 juillet 2002 et le transport subséquent des particules dans une bonne partie du nord-est des États-Unis le 7 juillet 2002.

6.2 PRINCIPAUX MESSAGES SCIENTIFIQUES

- Les $P_{2,5}$ sont transportées dans la région frontalière entre le Canada et les États-Unis, ce qui donne lieu à des concentrations élevées de particules dans les deux pays. La plupart des analyses indiquent que les émissions de SO_2 et de NO_x sont les principales sources régionales de la masse des particules, tandis que le carbone organique et le carbone noir ainsi que d'autres constituants des particules sont généralement des sources plus locales.
- La masse carbonée est dominante partout et constitue le principal élément de l'excès urbain dans les sites du nord-est des États-Unis. Conformément aux résultats d'autres études, l'excès urbain en $SO_4^{=}$ est faible.
- Les sources qui contribuent à la masse des $P_{2,5}$ à Vancouver et Toronto comprennent les nitrates secondaires, le transport régional des produits de combustion du charbon, les véhicules à moteur diesel, les acides organiques secondaires et la poussière de la route. Le NH_4NO_3 et la combustion du charbon sont des sources qui varient selon la saison. Les émissions provenant du charbon primaire et secondaire ainsi que des acides organiques secondaires sont transportées sur de plus longues distances comparativement à celles des véhicules à moteur diesel et à la poussière de la route.
- Les sources locales provenant des véhicules à moteur (et les petites sources avoisinantes provenant des fonderies ou des industries) ont une influence relativement constante sur les concentrations de $P_{2,5}$ à Toronto et sont le plus marquées pendant les journées les moins polluées (qui ont aussi tendance à l'être lorsque le vent du nord souffle). L'influence des sources reliées au charbon est accentuée par les sources américaines qui produisent des émissions transfrontalières, et ces sources jouent un rôle particulièrement important lorsque la concentration de $P_{2,5}$ est élevée.
- Les sources naturelles des particules (c.-à-d. les incendies de forêt) peuvent aussi influer sur la qualité de l'air ambiant. Les observations par satellite confirment l'effet des incendies de forêt au Canada sur l'intensité optique des aérosols aux États-Unis.

CHAPITRE 7

CONCLUSIONS

Les trois ateliers binationaux et les discussions qui s'y sont déroulées ont eu pour résultat cumulatif de définir sept principaux objectifs pour la présente évaluation scientifique des particules transfrontalières. Pour la réalisation de ces objectifs, on a fait appel aux observations du milieu ambiant, à l'analyse des données et à l'application d'outils de modélisation tant au Canada qu'aux États-Unis. À chaque étape de l'Évaluation, des messages scientifiques clés ont été transmis pour faire la synthèse de l'état actuel des connaissances concernant le transport transfrontalier des $P_{2,5}$ afin de tenir compte des besoins en information de la collectivité des politiques binationales. Les conclusions de l'Évaluation articulent ces messages autour des sept objectifs et fournissent donc un appui scientifique à d'autres programmes réglementaires et techniques.

OBJECTIVE 1:

Existe-t-il un problème de particules fines dans les régions frontalières?

- Les concentrations ambiantes actuelles de $P_{2,5}$ dans les régions transfrontalières dépassent les normes établies pour ces particules dans plusieurs régions du Canada et des États-Unis. Dans la partie est du domaine frontalier (le nord-est des États-Unis, le Midwest industriel et le corridor Windsor-Québec), les concentrations sont supérieures à la norme annuelle de 15 $\mu g/m^3$ aux États-Unis et au standard canadien de 30 $\mu g/m^3$, qui est la moyenne de trois ans du 98e centile, pour les périodes de temps évaluées.
- Dans la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound, il existe des sites où les concentrations de $P_{2,5}$ sont élevées (elles dépassent l'une ou l'autre des normes dans très peu de cas pour les périodes de temps évaluées), mais le problème est plus confiné, et les concentrations sont généralement plus faibles que dans le bassin atmosphérique du nord-est.
- Les $P_{2,5}$ sont transportées d'un côté à l'autre de la région transfrontalière entre le Canada et les États-Unis, ce qui donne lieu à des concentrations élevées de ces particules dans les deux pays. D'après la plupart des analyses, le dioxyde de soufre est une importante source régionale de $P_{2,5}$, les oxydes d'azote sont une source à la fois locale et régionale, tandis que le carbone organique, le carbone noir et d'autres constituants des particules ont généralement une origine plus locale. La masse carbonée est omniprésente, mais elle est le principal composant de l'excès urbain dans les sites du nord-est des États-Unis.
- En comparant les concentrations de $P_{2,5}$ dans différents sites, on constate que, en moyenne, la contribution locale aux $P_{2,5}$ totales à Toronto est d'environ 30 à 35 %. Dans les sites de l'est du Canada (voir la figure 2.1 du chapitre 2), les concentrations moyennes de $P_{2,5}$ étaient de deux à quatre fois plus élevées en direction sud sud-ouest qu'en direction nord. Cette observation porte à croire que la plus grande partie des $P_{2,5}$ dans ces endroits proviennent de sources au sud de cette région.
- On a constaté que les provinces canadiennes contribuaient approximativement à 13 % à la masse des $P_{2,5}$ mesurées dans 17 sites de catégorie 1 des États-Unis, mais que le transport des $P_{2,5}$ et des précurseurs des particules dans la région frontalière donnait lieu à des concentrations de $P_{2,5}$ « au-dessus de la moyenne » dans l'est du Canada.

OBJECTIVE 2:

Quelle est l'ampleur du problème (les standards sont-ils dépassés, de combien, où et quand)?

- Les concentrations ambiantes actuelles de $P_{2,5}$ dans les régions frontalières dépassent les normes établies pour ces particules dans plusieurs régions du Canada et des États-Unis.

Les concentrations annuelles de $P_{2,5}$ sont aussi élevées que 18 µg/m^3 dans le nord-est des États-Unis pour la période de 2000 à 2003.

- Dans une grande partie des sites de l'est du domaine frontalier (le nord-est des États-Unis, le Midwest industriel et le corridor Windsor-Québec), les concentrations dépassent aussi 30 µg/m^3 , soit la moyenne pour trois ans (des valeurs de 24 heures) du 98e centile du standard canadien pour les années 2000 à 2002. Les valeurs du 98e centile sont aussi élevées que 65 µg/m^3 dans certaines régions du nord-est des États-Unis.
- Aucun site de l'ouest du Canada n'enregistre des concentrations supérieures aux normes américaines ou canadiennes (à l'exception d'un site touché par une source ponctuelle en Colombie-Britannique) pour les données incluses dans la présente Évaluation.
- Les concentrations de $P_{2,5}$ sont le plus élevées (en moyenne) en hiver (décembre, janvier et février) et en été (juin, juillet et août).

OBJECTIVE 3:

Le problème des particules varie-t-il selon l'endroit?

- C'est dans les régions géographiques suivantes que l'on observe plus souvent des concentrations élevées de $P_{2,5}$: le nord-est des États-Unis, le Midwest industriel, le sud-ouest de l'Ontario et le nord-ouest des États-Unis.
- Comparativement, dans certaines régions du Midwest américain et de la zone mésocanadienne, les concentrations moyennes de $P_{2,5}$ ne sont pas élevées, mais on y enregistre encore de fortes concentrations de ces particules pendant les épisodes de pollution.
- Les concentrations de $P_{2,5}$ en milieu urbain sont plus élevées qu'en milieu rural dans toutes les régions du Canada et des États-Unis, mais elles peuvent être très élevées dans les sites ruraux pendant les macro-épisodes de pollution par les particules.

OBJECTIVE 4:

Quels sont les précurseurs des particules les plus préoccupants à l'échelle régionale et sous-régionale?

- Les plus fortes concentrations de particules de $SO_4^=$ et de NO_3^- se retrouvent dans les régions où les émissions de SO_2 et de NO_x sont élevées, soit le nord-est des États-Unis et le sud-ouest de l'Ontario.
- Les concentrations de $P_{2,5}$ et des précurseurs des particules (le SO_2 et les NO_x) ont diminué, notamment au début de l'enregistrement des données, mais depuis le milieu des années 1990, les concentrations de particules et de leurs précurseurs sont généralement demeurées constantes.
- Dans la région frontalière, les $P_{2,5}$ comprennent, dans l'ordre d'importance relative aux concentrations annuelles, du carbone organique et noir, du $SO_4^=$, du NH_4^+, du NO_3^-, de la poussière du sol et des éléments traces. On constate que les particules secondaires (de NH_4^+, de NO_3^- et de $SO_4^=$) jouent un rôle de premier plan dans les épisodes de pollution en Ontario. Dans cette région, le carbone organique, le carbone noir et le $SO_4^=$ sont les espèces dominantes des aérosols en été, en automne et au printemps. En hiver, les nitrates sont une espèce importante dans le nord-est, et le carbone, dans le nord-ouest.
- La masse carbonée est omniprésente et constitue le principal élément de l'excès urbain dans les sites du nord-est des États-Unis. Conformément aux résultats d'autres études, l'excès urbain en $SO_4^=$ est faible.
- Les concentrations ambiantes des précurseurs des particules contribuent aussi aux dépôts humides de NO_3^- et de $SO_4^=$ ainsi qu'à l'acidification des écosystèmes qui en résulte. Les dépôts les plus importants se trouvent dans le nord-est des États-Unis et l'est du Canada, notamment dans les régions frontalières.
- Dans l'ouest, la masse des particules fines contient un pourcentage plus élevé de composés du carbone comparativement à l'est, où les composants secondaires sont plus dominants.

OBJECTIVE 5:

Quelles sont les sources (ou les régions sources) des particules et de leurs précurseurs en fonction des régions géographiques (c.-à-d. l'ouest, le centre ou l'est)?

- Les sources qui contribuent à la masse des $P_{2,5}$ à Vancouver et Toronto comprennent les nitrates secondaires, le transport régional des produits de combustion du charbon, les véhicules à moteur diesel, les acides organiques secondaires

et la poussière de la route. Le NH_4NO_3 et la combustion du charbon sont des sources qui varient selon la saison. Les émissions provenant du charbon primaire et secondaire ainsi que des acides organiques secondaires sont jugées plus régionales comparativement à celles des véhicules à moteur diesel et à la poussière de la route, qui peuvent être considérées d'origine plus locale.

- Les sources locales provenant des véhicules à moteur (et les petites sources avoisinantes provenant des fonderies ou des industries) ont une influence relativement constante sur les concentrations de $P_{2,5}$ à Toronto et sont le plus marquées pendant les journées les moins polluées (qui ont aussi tendance à l'être lorsque le vent du nord souffle). L'influence des sources reliées au charbon est accentuée par les sources américaines qui produisent des émissions transfrontalières, et ces sources jouent un rôle particulièrement important lorsque la concentration de $P_{2,5}$ est élevée.
- L'analyse des champs de probabilité en amont pour les sources reliées au charbon et le NH_4NO_3 à Toronto indique qu'une région du nord-est des État-Unis où les émissions des centrales au charbon sont considérables influe sur les concentrations de $P_{2,5}$. Une analyse semblable pour le NH_4NO_3 indique la présence d'une région source plus étendue, dans le nord-est et le centre-nord des États-Unis, qui produit beaucoup d'émissions d'ammoniac attribuables à l'exploitation agricole.
- Les sources naturelles de particules (comme les incendies de forêt et les sources biogènes) peuvent aussi influer sur la qualité de l'air ambiant. Les observations par satellite confirment l'effet des incendies de forêt canadiens sur l'intensité optique des aérosols aux États-Unis.
- Les émissions provenant du nord-est des États-Unis et du sud du Canada ont un effet sur les concentrations de $P_{2,5}$ dans bon nombre de régions des deux pays aussi à l'est que la Nouvelle-Écosse et le Nouveau-Brunswick, et elles influent particulièrement sur le 25e centile supérieur des concentrations de $P_{2,5}$ dans ces régions.
- La visibilité est réduite dans le Glacier National Park, au Montana, en raison des particules de NO_3^-, de $SO_4^=$ et de carbone organique provenant de régions sources tant au Canada qu'aux États-Unis.
- Dans plusieurs études, on a observé que du $SO_4^=$ en provenance du Midwest américain était transporté au Canada, et que les émissions des fonderies canadiennes contribuaient aux concentrations de particules mesurées aux États-Unis.
- Les analyses source-récepteur indiquent que plusieurs régions contribuent aux concentrations élevées de particules dans l'est de l'Amérique du Nord. Ces régions comprennent, sans s'y limiter :
  - Les masses d'air provenant d'une zone relativement vaste allant du sud-est de l'Ohio à l'ouest de la Virginie, et de l'ouest du Kentucky au centre du Tennessee donnent généralement lieu à des concentrations élevées de $P_{2,5}$ dans le nord-est de l'Amérique du Nord.
  - Le corridor Windsor-Québec.
  - Le Midwest américain et le corridor Boston-Washington.
  - La vallée de l'Ohio.
  - Le nord de l'Alberta et de la Saskatchewan, et le centre des État-Unis (le Montana et le Dakota du Nord).
  - Vancouver/Seattle, l'Orégon et le nord de la Californie.
- Comme la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound est relativement petite, on y retrouve partout des sources et des récepteurs de particules et de leurs précurseurs à l'origine de la plus grande partie du transport transfrontalier.
- La présente Évaluation n'examine pas en détail dans quelle mesure précise les sources américaines et canadiennes contribuent aux niveaux de la qualité de l'air (à la formation de particules) dans les deux pays. Des modélisations et des analyses source-récepteur plus spécifiques sont recommandées.

OBJECTIVE 6:

Quelle est la répartition spatiale des émissions des précurseurs des particules, et qu'est-ce qui caractérise leur transport?

- Il est prévu que les émissions de SO_2 et de NO_x diminueront, mais que les émissions de NH_3 de COV et de CO augmenteront entre le scénario de référence et le scénario de limitation.
- Dans tous les scénarios envisagés, les émissions de SO_2 et de NO_x sont concentrées dans le

Midwest industriel, le nord-est des États-Unis et le sud de l'Ontario, tandis que les émissions de NH_3 le sont plus à l'ouest, dans la région du Midwest central.

- Les émissions de SO_2, de NO_x et de NH_3 ainsi que leur apport aux concentrations de $P_{2.5}$ varient selon la saison.
- On a constaté que le transport des particules et de leurs précurseurs en provenance de la vallée de l'Ohio était associé aux concentrations les plus élevées de $P_{2.5}$ enregistrées dans les secteurs à forte densité de population de l'est du Canada et du nord-est des États-Unis. Ces résultats observationnels concordent avec la répartition spatiale des principales sources d'émissions de SO_2 et des importantes sources ponctuelles de NO_x.
- Les analyses des trajectoires (chap. 6) indiquent qu'il existe un important transport de particules et de leurs précurseurs d'un côté à l'autre de la frontière canado-américaine.

OBJECTIVE 7:

Quels sont les effets des scénarios actuels et proposés de réduction des émissions sur les concentrations de particules fines en Amérique du Nord?

- Les mesures américaines et canadiennes antipollution dont on prévoit qu'elles seront appliquées donneront lieu à des réductions annuelles maximales de $P_{2.5}$ s'élevant à 1,8 µg/m^3 en 2010 et à 2,3 µg/m^3 en 2020. Ces réductions varient en fonction du temps et de l'espace, et de plus importantes réductions auront lieu dans l'est du domaine de modélisation du REMSAD.
- D'autres réductions proposées des émissions de SO_2 et de NO_x devraient faire diminuer davantage les concentrations ambiantes de $P_{2.5}$ dans l'est de l'Amérique du Nord. Les réductions observées des $P_{2.5}$ peuvent varier selon la saison et dépendre fortement des diminutions de la masse des particules de $SO_4^=$.
- Des réductions simultanées dans les émissions de SO_2 et de NO_x peuvent aussi occasionner en même temps une diminution des particules de NH_4^+, en raison de la diminution du SO_2 et des NO_x gazeux pouvant réagir avec le NH_3 gazeux.
- Des réductions dans les émissions de SO_2 non accompagnées de réductions convenables dans les émissions de NO_x peuvent occasionner une augmentation de $P_{2.5}NO_3^-$ dans certaines régions. Les réductions dans les émissions de NO_x correspondront à des diminutions de la masse de $P_{2.5}NO_3^-$ dans certaines parties de l'est de l'Amérique du Nord, mais à des augmentations dans d'autres régions à cause de la substitution de NO_3^- (si le $SO_4^=$ sont réduits là où le NH_3 n'est pas présent en quantité suffisante, ils seront remplacés par le $P_{2.5}NO_3^-$). On accorde de l'importance au rôle de NH_3 dans cette relation, ce qui laisse croire qu'il peut être utile de rechercher les avantages possibles de réduire les émissions de NH_3 gazeux de même que celles de SO_2 et de NO_x.
- La comparaison des prédictions des modèles AURAMS et REMSAD a montré qu'il existait une bonne concordance et compatibilité qualitatives pour les quatre champs de particules et les deux saisons en ce qui concerne la réaction de l'atmosphère aux réductions dans les émissions.
- Dans la région du bassin de Géorgie et de Puget Sound, les effets du transport tranfrontalier le long de la frontière (dans un rayon de ± 50 km) se produisent à une certaine fréquence, mais ceux du transport à longue distance ou régional (à plus de 100 km) étaient faibles. Il est prévu que les concentrations maximales de $P_{2.5}$ augmenteront légèrement dans les régions urbaines ainsi qu'en aval de ces dernières pendant les simulations d'été et d'hiver.
- Les avantages communs des scénarios de réduction des émissions comprennent la réduction des concentrations d'ozone troposphérique, la diminution des dépôts de NO_3^- et de $SO_4^=$ et l'amélioration de la visibilité.

REFERENCES

AETG. 1997. Towards a National Acid Rain Strategy. Report by Acidifying Emissions Task Group for the Canadian National Air Issues Coordinating Committee, October, 98 pp. [Available from: http://www.ec.gc.ca/acidrain/towards_e.html].

Battye, W. 2002. Compendium of existing back-trajectory analyses relating to U.S.-Canada transboundary impacts of fine particulate and regional haze. Draft Report for the USEPA, Contract No. 68-D-98-006.

Blanchard, P., Brook, J.R., and Brazal, P. 2002. Chemical characterization of the organic fraction of atmospheric aerosol at two sites in Ontario, Canada. Journal of Geophysical Research. 107(21).

Brook, J.R., Dann, T.F., and Burnett, R.T. 1997. The relationship among TSP, PM_{10}, $PM_{2.5}$ and inorganic constituents of atmospheric particulate matter at multiple Canadian locations. Journal of the Air and Waste Management Association. 47: 2-19.

Brook, J.R., and Dann, T.F. 1999. Contribution of nitrate and carbonaceous species to $PM_{2.5}$ observed in Canadian cities. Journal of the Air and Waste Management Association. 49: 193-199.

Brook, J.R., Dann, T.F., and Bonvalot, Y. 1999. Observations and interpretations from the Canadian fine particle monitoring program. Journal of the Air and Waste Management Association. 49: PM35-44.

Brook, J.R., Lillyman, C.D., Shepherd, M.F., and Mamedov, A. 2002. Regional transport and urban contributions to fine particulate concentrations in Southeastern Canada. Journal of the Air and Waste Management Association. 52: 855-866.

Brook, J.R., Johnson, D., and Mamedov, A. 2004. Determination of the source areas contributing to regionally high warm season $PM_{2.5}$ in eastern North America. Journal of the Air and Waste Management Association. In press.

Butler, T.J., Likens, G.E., Vermeylen, F., and Stunder, B. 2003. The relation between NO_x emissions and precipitation NO_3^- in the eastern USA. Atmospheric Environment. 37: 2093-2104.

Butler, T.J., Likens, G., and Stunder, B. 2001. Regional-scale impacts of Phase I of the Clean Air Act Amendments in the USA: the relation between emissions and concentrations, both wet and dry. Atmospheric Environment. 35: 1015-1028.

Byun, D.W., and Dennis, R. 1995. Design artifacts in Eulerian air quality models: evaluation of the effects of layer thickness and vertical profile corrections on surface ozone concentrations. Atmospheric Environment. 29: 105-126.

Cheng, L., Sandhu, H.S., Angle, R.P., McDonald, K.M., and Myrick, R.H. 2000. Rural particulate matter in Alberta, Canada. Atmospheric Environment. 34: 3365-3372.

Clair, T.A., Dennis, I., and Cosby, B. 2003. Probable changes in lake chemistry in Canada's Atlantic Provinces under proposed North American emission reductions. Hydrology and Earth System Sciences. 7(4): 574-582.

Côté, J., Roch, M., Staniforth, A., and Fillion, L. 1993. A variable-resolution semi-Lagrangian finite-element global model of the shallow-water equations. Monthly Weather Review. 121: 231-243.

Côté, J., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., and Staniforth, A. 1998a. The operational CMC-MRB global environmental multiscale (GEM) model. Part I: Design considerations and formulation. Monthly Weather Review. 126: 1373-1395.

Côté, J., Desmarais, J.G., Gravel, S., Méthot, A., Patoine, A., Roch, M., and Staniforth, A. 1998b. The operational CMC-MRB global environmental multiscale (GEM) model. Part II: Results. Monthly Weather Review. 126: 1397-1418.

Countess, R.J., Barnard, W.R., Claiborn, C.S., Gillette, D.A., Latimer, D.A., Pace, T.G., and Watson, J.G. 2001. Methodology for estimating fugitive windblown and mechanically re-suspended road dust emissions applicable for regional scale air quality modelling. Report No. 30203-9, Western Regional Air Partnership, Denver, CO, 113 pp. [Available from: www.wrapair.org/forums/dejf/documents/FugitiveDustFinal.pdf].

Coutant, B., Kelly, T., Ma, J., Scott, B., Wood, B., and Main, H. 2002. Source apportionment analysis of air quality monitoring data: Phase I Final Report. Prepared for the Mid-Atlantic-Northeast Visibility Union and Midwest Regional Planning Organization by Battelle Memorial Institute and Sonoma Technology Inc.

Dion, J. 2003. START - A Regional and transboundary atmospheric transport analysis tool. User's Manual. Version 2003.05.22 for START I (version 1.0.1.0) and companion software. Environment Canada.

Dutkiewicz, V.A., Mita, D., and Liaquat, H. 2000. The relationship between regional SO_2 emissions and downwind aerosol sulphate concentrations in the northeastern U.S. Atmospheric Environment. 34: 1821-1832.

Environment Canada. 1997. The 1997 Canadian Acid Rain Assessment. Volume 2. Atmospheric science assessment report. Meteorological Service of

Canada, Environment Canada, Downsview, Ontario, 296 pp.

Environment Canada. 2001. Precursor contributions to ambient fine particulate matter in Canada. Meteorological Service of Canada, Environment Canada, Downsview, Ontario, 237 pp.

Environment Canada. 2002. 2001 Annual progress report on the Canada-Wide Acid Rain Strategy for Post-2000. Environment Canada, Hull, Quebec, 16 pp. [Available from: http://www.ccme.ca/assets/pdf/acid_rain_e.pdf]

EPA (U.S. Environmental Protection Agency). 1996. Review of the national ambient air quality standard for particulate matter: Policy assessment of scientific and technical information. EPA-452\R-96-013. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards.

EPA. Office of Research and Development. 1999. Science Algorithms of the EPA Models-3 Community Multiscale Air Quality (CMAQ) Modelling System, EPA/600/R-99/030, edited by D. W. Byun and J. K. S. Ching.

EPA. 1999. Procedures document for the National Emission Inventory, Criteria Air Pollutants 1985-1999. EPA-454/R-01-006.

EPA. 2001. Inverse modeling to estimate seasonal ammonia emissions. Poster presentation. International Emission Inventory Conference, "One Atmosphere, One Inventory, Many Challenges." Denver, CO, April 30, 2001.

EPA. 2003a. The Clear Skies Act: Technical Support Package. [Available from: http://www.epa.gov/clearskies/technical.html, July 2003]

EPA. 2003b. Procedures for developing base year and future year mass emission inventories for the non-road diesel engine rulemaking. EPA-454/R-03-009, April 2003.

Gong, S.L., Zhang, X.Y., Zhao, T.L., McKendry, I.G., Jaffe, D.A. and Lu, N.M. 2002: Characterization of soil dust distribution in China and its transport during ACE-Asia 2: model simulation and validation. Journal of Geophysical Research (submitted).

Gong, S.L., Barrie, L.A., Blanchet, J.-P., von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L.M., Girard, E., Lin, H., Leaitch, R., Leighton, H., Chylek, P., and Huang, P. 2003a. Canadian Aerosol Module: A size segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models. Part I: Module development. Journal of Geophysical Research, 108(D1), 4007, doi:10.1029/2001JD002002, 16 pp.

Gong, W., Dastoor, A.P., Bouchet, V.B., Gong, S., Makar, P.A., Moran, M.D., and Pabla, B. 2003b. Cloud processing of gases and aerosols in a regional air quality model (AURAMS) and its evaluation against precipitation-chemistry data. Proceedings of the 5th AMS Conference on Atmospheric Chemistry, 2.3 (CD-ROM), Feb. 9-13th, 2003. Long Beach, California, American Meteorological Society, Boston.

Gilliland A.B., Dennis, R.L., Roselle, S.J., and Pierce, T.E. 2003. Seasonal NH3 emission estimates for the eastern United States. Journal of Geophysical Research, 108, doi:10.1029/2002JD003063.

Grell, G., Dudhia, J., and Stauffer, D. 1994. A Description of the Fifth-Generation Penn State/NCAR Mesoscale Model (MM5). NCAR/TN-398+STR., 138 pp, National Center for Atmospheric Research, Boulder CO.

Griffin, R., Cocker III, D., Flanagan, R., and Seinfeld, J. 1999. Organic aerosol formation from the oxidation of biogenic hydrocarbons. Journal of Geophysical Research, 104: 3555-35667.

GVRD. 2002. 2000 Emission inventory for the Lower Fraser Valley airshed. [Available from: http://www.gvrd.bc.ca/services/air/emissions/reports/LFV2000EI.pdf.]

ICF Kaiser, 2002: User's guide to the Regional Modeling System for Aerosols and Deposition (REMSAD) Version 7, San Rafael, CA.

Kang, D., Eder, B.K., and Schere, K.L. 2003. The evaluation of regional scale air quality models. Proceedings of the 26th NATO-CCMS International Technical Meeting, Istanbul, May, 2003.

Keeler, G.J., and Samson, P.J. 1989. Spatial representativeness of trace element ratios. Environmental Science and Technology, 23: 1358-1364.

Kenski, D.M. Quantifying transboundary transport of $PM_{2.5}$: A GIS analysis. Proceedings of the 97th AWMA Annual Conference, Indianapolis, IN, June, 2004.

Kim, Y., Seinfeld, J., and Saxena, P. 1993. Atmospheric gas-aerosol equilibrium I. thermodynamic model. Aerosol Science and Technology, 19, 157-181.

Kit, A., Lock, S., Madland, C., Vaino, M., and Vaters, M. 2000. Air chemistry background analysis at Royal Roads University September 2000. Final Report, Royal Roads University, 81pp.

Laprise, R., Caya, D., Bergeron, G., and Giguere, M. 1997. The Formulation of the Andre Robert MC2 (Mesoscale Compressible Community) Model, numerical methods in atmospheric and oceanic modelling. C. Lin, R. Laprise, and H. Ritchie, Eds. Canadian Meteorological and Oceanographic Society, 195-220.

Lee, J.H., Yoshida, Y., Turpin, B.J., Hopke, P.K., Poirot, R.L., Lioy, P.J., and Oxley, J.C. 2002. Identification of sources contributing to mid-Atlantic regional aerosol. Journal of the Air and Waste Management Association. 52(10): 1186-1205.

Lee, P.K.H., Brook, J.R., Dabek-Zlotorzynska, E., and Mabury, S.A. 2003. Identification of the major sources contributing to $PM_{2.5}$ observed in Toronto. Environmental Science and Technology. 37(21): 4831-4840.

Li, S.-M. 2001. Project Plan for the Pacific 2001 Field Study, http://www.pnl.gov/pnw2001/canadian.pdf.

Li, S.-M., Anlauf, K.G., Wiebe, H.A., Bottenheim, J.W., and Puckett, K.J. 1994. Evaluation of a comprehensive Eulerian air quality model with multiple chemical species measurements using principal component analysis. Atmospheric Environment. 28: 3449-3461.

Likens G.E., Butler, T.J., and Buso, D.C. 2001. Long- and short-term changes in sulphate deposition: effects of the 1990 Clean Air Act Amendments. Biogeochemistry. 52:1-11.

Long, R.W. 2002. Measurement of $PM_{2.5}$, including semi-volatile components, in the EPA EMPACT and STAR programs: Results from the Salt Lake City, Bountiful and Lindon, Utah studies and implications for public awareness, health effects and control strategies. [dissertation]. Provo (Utah): Brigham Young University.

Lowenthal, D.H., Wittorff, D., and Gertler, A.W. 1994. CMB Source Apportionment During REVEAL (Regional Visibility Experiment in the Lower Fraser Valley), report Air Resources Branch, Ministry of Environment, Lands and Parks, ENV 484410/10/94, 50pp.

Lurmann, F.W., Lloyd, A.C., and Atkinson, R. 1986. A chemical mechanism for use in long-range transport/acid deposition computer modeling. Journal of Geophysical Research. 91: 10905-10936.

Lynch, J.A., Bowersox, V.C., and Grimm, J.W. 2000. Changes in sulphate deposition in eastern USA following implementation of Phase I of Title IV of the Clean Air Act Amendments of 1990. Atmospheric Environment. 34: 1665-1680.

Makar, P.A., Moran, M.D., Scholtz, M.T., and Taylor, A. 2003a. Speciation of volatile organic compound emissions for regional air quality modelling of particulate matter and ozone. Journal of Geophysical Research. 108 (D2): 4041, doi:10.1029/2001JD000797, 51 pp.

Makar, P.A., Bouchet, V.S., and Nenes, A. 2003b. Inorganic chemistry calculations using HETV - a vectorized solver for the $SO_4^{=}$ $^{2-}$ NO_3^{-} -NH_4^{+} system based on the ISORROPIA algorithms. Atmospheric Environment. 37: 2279-2294.

McKendry, I.G., Hacker, J.P., Stull, R., Sakiyama, S., Mignacca, D., and Reid, K. 2001. Long-range transport of Asian dust to the Lower Fraser Valley, British Columbia, Canada. Journal of Geophysical Research. 106(18): 361-370.

MCNC, Environmental Programs. 2001. Community Multiscale Air Quality (CMAQ) modelling protocol for the "WRAP Regional Modelling Centre – Short-term Modelling Analysis" Project. Research Triangle Park, NC.

MCNC. 2000. Sparse Matrix Operator Kernel Emissions (SMOKE) Modelling System. [Available from: http://www.emc.mcnc.org/products/smoke/].

Mebust, M.R., B.K. Eder, F.S. Binkowski, and S.J. Roselle. 2003. Model-3 Community Multiscale Air quality (CMAQ) model aerosol component. 2. Model evaluation. Journal of Geophysical Research. 108(D6): 4184, doi:10.1029/2001JD001410.

Moran, M.D. 1997. Evaluation of the impact of North American SO_2 emission control legislation on the attainment of SO_4 critical loads in eastern Canada. Paper 97-TA28.01, Proceedings of the 90th AWMA Annual Meeting, June 8-13, Toronto, Canada. Air & Waste Management Association, Pittsburgh.

MSC. 1997. Canadian 1996 NO_x/VOC Science Assessment. Modelling of ground-level ozone in the Windsor Quebec city corridor and in the southern Atlantic Region.

National Research Council. 1993. Protecting visibility in national parks and wilderness areas: committee on haze in National Parks and wilderness areas, National Academy Press, Washington, D.C.

Natural Resources Canada. 1999. Canada's Emissions Outlook: An Update, December 1999. Natural Resources Canada, Ottawa.

Nenes, A., Pilinis, C., and Pandis, S.N. 1998. ISORROPIA: A new thermodynamic equilibrium model for multiphase multicomponent marine aerosols. Aquatic Geochemistry. 4: 123-152.

Nejedly, Z., Campbell, I.L., Brook, J.R., Vet, R., and Eldred, R., 2003. Evaluation of elemental and black carbon measurements from the GAViM and IMPROVE Networks. Aerosol Science and Technology. 37(1).

Odum, J.R., Hoffman, T., Bowman, F., Collins, D., Flagan, R.C., and Seinfeld, J.H. 1996. Gas/particle partitioning and secondary aerosol formation. Environmental Science & Technology. 30: 2580-2585.

Odum, J., T. Jungkamp, R. Griffin, H. Forstner, R. Flagan, and J. Seinfeld, 1997. Aromatics, reformulated gasoline, and atmospheric organic aerosol formulation. Environmental Science & Technology. 31: 1890-1897.

Paterson, K.G., Sagady, J.L., Hooper, D.L., Bertman, S.B., Carroll, M.A., and Shepson, P.B. 1999. Analysis of air quality data using Positive Matrix Factorization. Environmental Science and Technology. 33(4): 635-641.

Poirot, R.L., Wishinski, P.R., Hopke, P.K., and Polissar, A.V. 2001. Comparative application of multiple receptor methods to identify aerosol sources in Northern Vermont. Environmental Science and Technology. 35(33): 4622-4636.

Prendes, P., Andrade, I.M., Lopez-Mahia, P., and Prada, D. 1999. Source apportionment of inorganic ions in airborne urban particles from Coruna City (N.W. of Spain) using positive matrix factorization. Talanta. 49: 164-178.

Pryor, S.C., and Barthelmie, R. J. 1999. REVEAL II Characterizing fine aerosols in the Fraser Valley, Report to the Fraser Valley Regional District.

Rao, V., Neil, F., Rush, A., and Dimmick, F. 2003. Chemical speciation of $PM_{2.5}$ in urban and rural areas. National Air Quality and Emissions Trends Report, 2003 Special Studies Edition.

Rebust, M.R., Eder, B.K., Binkowski, F.S., and Roselle, S.J. 2003. Model-3 Community Multiscale Air quality (CMAQ) model aerosol component. 2. Model evaluation, Journal of Geophysical Research, 108, D6, 4184-4202.

RMCC. 1990. The 1990 Canadian long-range transport of air pollutants and acid deposition assessment report: Part 4 – aquatic effects. Federal/Provincial Research and Monitoring Coordinating Committee, Ottawa, Ontario, 151pp.

Rogge, W.F., Mazurek, M.A., Hildemann, L.M., Cass, G.R., and Simoneit, B.R.T. 1993. Quantification of urban organic aerosols at a molecular level: identification, abundance, and seasonal variation. Atmospheric Environment. 27A(8): 1309-1330.

RWDI. 2003a. Pacific Northwest International Air Quality Modelling Project, Phase I Report, Environment Canada – Pacific & Yukon Region, prepared by RWDI West Inc., August 28, 2003.

RWDI. 2003b. Pacific Northwest International Air Quality Modelling Project, Phase 2a Report, Environment Canada – Pacific & Yukon Region, prepared by RWDI West Inc., August 28, 2003.

RWDI. 2003c. Pacific Northwest International Air Quality Modelling Project, Phase 2b Report, Environment Canada – Pacific & Yukon Region, prepared by RWDI West Inc., August 28, 2003.

Ryan, W.F., Doddridge, B.G., Dickerson, R.R., Morales, R.M., Hallock, K.A., Roberts, P.T., Blumenthal, D.L., Anderson, J.A., and Civerolo, K.L. 1998. Pollutant transport during a regional O_3 episode in the mid-Atlantic states. Journal of the Air & Waste Management Association. 48: 786-797.

Sandberg, D.V., Ottmar, R.D., Peterson, J.L., and Core, J. 2002. Wildland fire in ecosystems: effects of fire on air. General Technical Report RMRS-GTR-42-vol. 5. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 79 pp.

Saxena, P., Hudischewskyj, A., Seigneur, C., and Seinfeld, J. 1986. A comparative study of equilibrium approaches to the chemical characteristics of secondary aerosols. Atmospheric Environment. 20:1471-1483.

Schauer, J.J., Rogge, W.F., Hildemann, L. M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T. 1996. Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. Atmospheric Environment. 30(22): 3837-3855.

Seibert, P., Kromp-Kold, H., Baltensperger, U., Jost, D.T., Schwikowski, M., Kasper, A., and Puxbaum, H. 1994. Trajectory analysis of aerosol measurements at high alpine sites. In: Proceedings of EUROTRAC Symposium '94. Ed. P.M. Borrell, P. Borrell, T. Cvitas and W. Seiler. Academic Publishing bv, The Hague, Garish-Partenkirchen, Germany. pp. 689-693.

Seigneur, C., and Moran, M.D. 2003. Using models to estimate particle concentration. Chapter 8 in Particulate Matter Science for Policy Makers: A NARSTO Assessment, P. McMurry, M. Shepherd, and J. Vickery, Editors, February, 42 pp.

Shannon, J. 1999. Regional trends in wet deposition of sulphate in the United States and SO_2 emissions from 1980 through 1995. Atmospheric Environment. 33: 807-816.

Sirois, A., and Vet, R. Pers.comm. An exploratory evaluation of potential Canadian emission contributions to reduced visibility and particulate matter concentrations at Glacier National Park, Montana.

Snyder B., Brook J.R., and Strawbridge, K. 2002. Pollutant build-up over the Strait of Georgia and the role of mesoscale flow patterns (A71A – 0089). American Geophysical Union Annual Meeting, December 2002, San Francisco, USA.

Stein, A.F., and Lamb, D. 2002. Chemical indicators of sulphate sensitivity to nitrogen oxides and volatile organic compounds. Journal of Geophysical Research.107: doi:10.1029/2001JD001088.

Stoddard, J.L., Kahl, J.S., Deviney, F.A., DeWalle, D.R., Driscoll, C.T., Herlihy, A.T., Kellogg, J.H., Murdoch, P.S., Webb, J.R., and Webster, K.E. 2003. Response of surface water chemistry to the Clean Air Act Amendments of 1990. EPA/620/R-03/001. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Tonnesen, G., Wang, Z., Omary, M., Chien, C-J., and Wang, B. 2002. Summary of CMAQ results for 1996 BASE Year regional haze modelling. WESTAR Annual Technical Meeting, Riverside, CA, Feb. 12, 2002

USEPA. 1999. National air quality and emissions trends report. [Available from: http://www.epa.gov/air/aqtrnd99/toc.html]

Vet, R.J., Brook, J.R., Dann, T.F., and Dion, J. 2001. The nature of $PM_{2.5}$ mass, composition and precursors in Canada. In: Precursor Contributions to Ambient Fine Particulate Matter in Canada, MSC Report, Catalogue No. En56-167/2001E, May, Meteorological Service of Canada, Environment Canada, Downsview, Ontario, pp85-142.

Waugh, D., Tordon, R., Ketch, L., Beauchamp, S. 2002. Multi-pollutant trajectory analysis: Kejimkujik National Park, Nova Scotia, St. Andrews, New Brunswick. Internal Report from the Atmospheric Sciences Division, Meteorological Service of Canada, Dartmouth, Nova Scotia.

Watson, J.G., and Chow, J.C. 2000. Reconciling urban fugitive dust emissions inventory and ambient source contribution estimates: summary of current knowledge and needed research. Report No. 6110.4F prepared for the USEPA by Desert Research Institute, Reno, NV, May, 240 pp. [Available from: http://www.wrapair.org/forums/dejf/documents/fugitive1.pdf.]

West, J.J., Ansari, A.S., and Pandis, S.N. 1999. Marginal $PM_{2.5}$: Nonlinear aerosol mass response to sulphate reductions in the eastern United States. Journal of the Air & Waste Management Association. 49: 1415-1424.

Whitten, G.Z. 1999. Computer efficient photochemistry for simultaneous modelling of smog and secondary particulate precursors. Systems Application International, San Rafael, CA.

Working Group on Air Quality Objectives and Guidelines (WGAQOG), National Ambient Objectives for Particulate Matter: Science Assessment Document, Cat. No. H46-2/98-220-1E, Environment Canada and Health Canada, 1999.

Wotawa, G., and Trainer, M. 2000. The influence of Canadian forest fires on pollutant concentrations in the United States. Science. 288:324-328.

Yakovleva, E., Hopke, P.K., and Wallace, L. 1999. Receptor modeling assessment of particle total exposure assessment methodology data. Environmental Science and Technology 33(20): 3645-3652.

Zhang, L., Gong, S.-L., Padro, J., and Barrie, L. 2001. A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. Atmospheric Environment. 35: 549-560.

Zhang, L., Moran, M.D., Makar, P.A., Brook, J.R., and Gong, S. 2002. Modelling gaseous dry deposition in AURAMS — A Unified Regional Air-quality Modelling System. Atmosperic Environment. 36: 537-560.

ANNEXE

RENDEMENT DES MODÈLES REMSAD ET AURAMS

A1.0 RENDEMENT DU MODÈLE REMSAD

Les diagrammes de dispersion décrivant le rendement du modèle REMSAD pour le scénario de référence de 1996 sont présentés dans les pages qui suivent. Les paramètres météorologiques et les données sur les émissions de 1996 ont été utilisés pour le passage du scénario. Les valeurs des $P_{2,5}$ et de leurs composants ($SO_4^=$, NO_3^-, NH_4^+, carbone organique, carbone noir et sol) prévues par le REMSAD ont ensuite été comparées aux données de surveillance en conditions ambiantes disponibles pour 1996. Les diagrammes de dispersion présentent les concentrations modélisées pour les mailles de grille où se trouvait un appareil de mesure de la qualité de l'air par rapport aux concentrations déterminées aux sites de surveillance pendant la période ayant servi à établir la moyenne. Les diagrammes portent généralement sur des périodes saisonnières. Des diagrammes de dispersion des $P_{2,5}$ sont aussi présentés pour une période annuelle d'établissement de moyennes correspondant à la norme américaine de qualité de l'air pour les $P_{2,5}$. Les diagrammes pour les États-Unis font surtout référence au réseau Interagency Monitoring of Protected Visual Environments (IMPROVE) qui a servi à réaliser des mesures des $P_{2,5}$, du $SO_4^=$, du NO_3^- particulaire, du carbone organique, du carbone noir et du sol. Des diagrammes sont aussi présentés pour les valeurs du $SO_4^=$ et du NO_3^- total obtenues par le Clean Air Status and Trends Network (CASTNET) des États-Unis. D'autres diagrammes ont trait aux valeurs des $P_{2,5}$, du $SO_4^=$, du NO_3^- et du NH_4^+ du Réseau national de surveillance de la pollution atmosphérique (RNSPA) du Canada. Enfin, on trouvera des diagrammes pour les valeurs du $SO_4^=$, du NO_3^- et du NH_4^+ obtenues par le Réseau canadien de surveillance de l'air et des précipitations (RCSAP).

Les concentrations annuelles de $P_{2,5}$ prévues par le REMSAD s'écartent généralement de moins de 30 % des valeurs observées aux sites de surveillance de la zone est du IMPROVE et sont peu surestimées ou sous-estimées, mais un biais de sous-estimation est cependant noté pour les sites de la zone ouest. La plus grande partie des moyennes saisonnières prévues par le modèle pour les sites est du IMPROVE dévient généralement de moins de 30 % des moyennes observées. Mais pour les sites ouest, on note un biais saisonnier de sous-estimation au cours de toutes les saisons, le plus important apparaissant en été. Les concentrations annuelles de $P_{2,5}$ prévues par le REMSAD aux sites du RNSPA présentent un biais de surestimation tant pour les appareils de l'est que de l'ouest, les surestimations étant généralement de beaucoup inférieures à 100 %. Les concentrations saisonnières de $P_{2,5}$ prévues par le REMSAD aux sites du RNSPA présentent aussi un biais de surestimation. Ce biais était le moins important au cours de l'été aux sites est du RNSPA, les concentrations prévues de $P_{2,5}$ s'écartant généralement de moins de 30 % des valeurs observées.

Les concentrations saisonnières de $SO_4^=$ aux sites est du IMPROVE varient généralement de moins de 30 % par rapport aux valeurs observées pour toutes les saisons. Les appareils de mesure des sites ouest du réseau indiquent que les concentrations saisonnières de $SO_4^=$ sont généralement biaisées à la baisse. Les diagrammes de dispersion pour les dépôts secs saisonniers de $SO_4^=$ du réseau de surveillance CASTNET montrent que les concentrations modélisées ne s'écartent généralement pas de plus de 30 % des concentrations observées par les appareils de l'est. En hiver, lorsque le nombre d'appareils est passablement moins élevé et que les concentrations de $SO_4^=$ sont de beaucoup inférieures à celles des autres saisons, on note un biais de sous-estimation quelque peu supérieur pour l'est du réseau. Les diagrammes pour les dépôts secs dans l'ouest du réseau montrent un biais de sous-estimation des concentrations de $SO_4^=$ au cours de toutes les saisons. Le modèle REMSAD indique des concentrations saisonnières de $SO_4^=$ qui varient généralement de moins de 30 % des valeurs mesurées aux sites de la partie est du réseau canadien RNSPA. Le plus important biais de sous-estimation pour les sites est du

RNSPA est noté en hiver, lorsque les concentrations observées de $SO_4^=$ sont les plus faibles. Les concentrations de $SO_4^=$ modélisées pour tous les sites ouest sont biaisées à la baisse. Les concentrations saisonnières de $SO_4^=$ prévues par le modèle pour les sites est du RCSAP ne s'écartent généralement pas de plus de 30 % des observations. Comme cela a été noté pour les autres réseaux de surveillance du $SO_4^=$, le biais de sous-estimation le plus important, par rapport aux valeurs des appareils de la partie est du réseau RCSAP, apparaît en hiver lorsque les concentrations de $SO_4^=$ sont les plus faibles. Les concentrations de $SO_4^=$ modélisées pour les sites ouest du RCSAP présentent un biais de sous-estimation.

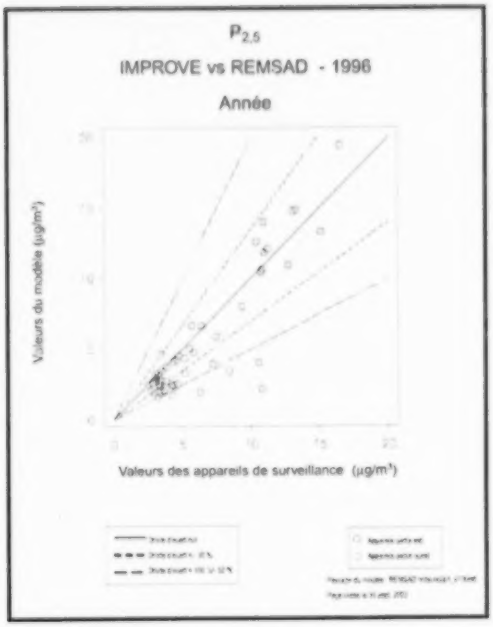
Les concentrations saisonnières de NO_3^- particulaire prévues par le modèle pour les sites est du réseau IMPROVE sont biaisées à la hausse au cours de chaque saison, mais le sont moins en été. Les concentrations correspondantes pour les sites ouest ne sont généralement pas biaisées, si l'on fait exception d'un faible biais en été. Les concentrations saisonnières de NO_3^- particulaire aux sites est et ouest du RNSPA sont biaisées à la hausse, le biais le moins important étant noté aux sites ouest en hiver. Les concentrations de NO_3^- particulaire prévues par le REMSAD aux sites du RCSAP ne présentent pas la forte surestimation des autres réseaux de surveillance. La plus grande partie des concentrations prévues pour les sites est du RCSAP ne s'écartent pas de plus de 30 % des valeurs observées à chaque saison, si l'on fait exception de l'été où l'on note une sous-estimation appréciable des valeurs observées. Les concentrations saisonnières de NO_3^- prévues pour les sites ouest du RCSAP sont généralement sous-estimées. Le diagramme de dispersion CASTNET - DÉPÔTS SECS fait référence au NO_3^- total qui comprend le NO_3^- particulaire et celui du HNO_3 gazeux. Les diagrammes du IMPROVE, du RNSPA et du RCSAP ne font référence qu'au NO_3^- particulaire. La plus grande partie des concentrations saisonnières de NO_3^- total prévues par le REMSAD aux sites est du CASTNET ne s'écartent pas de plus d'un facteur de deux des valeurs observées, le plus important biais de surestimation apparaissant à l'automne. Dans le cas des sites ouest du CASTNET, les concentrations saisonnières prévues de NO_3^- total présentent un biais de sous-estimation.

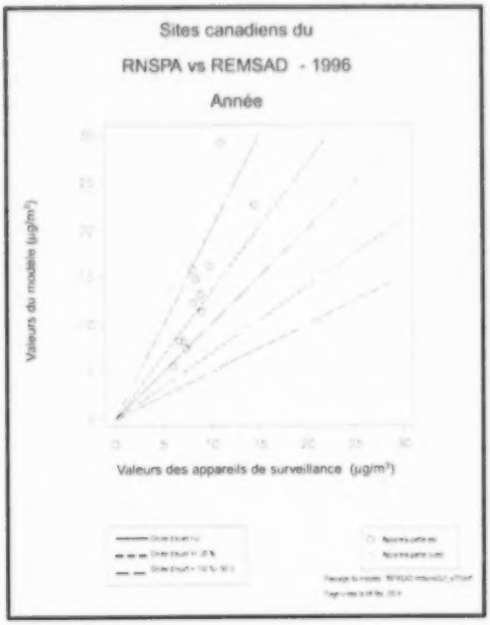
Le REMSAD tend à surestimer les concentrations de NH_4^+ des sites est du RNSPA au cours de toutes les saisons, sauf en été où elles ne s'écartent généralement pas de plus de 30% des valeurs observées. Le modèle a aussi tendance à surestimer les concentrations de NH_4^+ dans les sites ouest du RNSPA au cours de toutes les saisons, sauf en hiver où la majorité des concentrations prévues ne s'écartent pas de plus de 30 % des valeurs observées aux sites est et ouest du RCSAP.

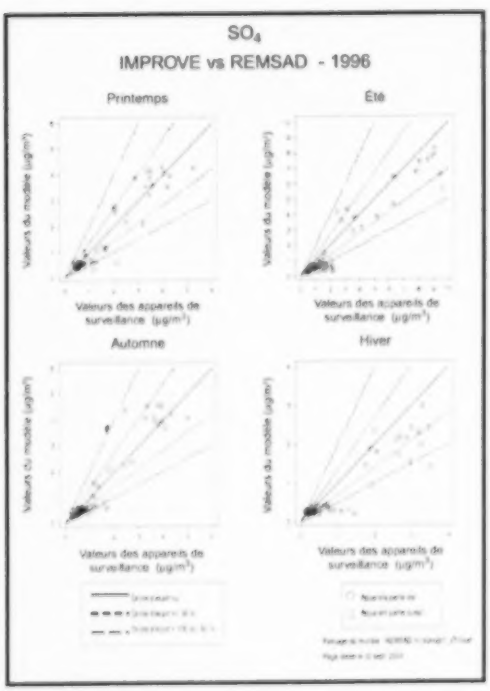
La plus grande partie des concentrations saisonnières de carbone organique prévues par le modèle pour les sites de surveillance est du réseau IMPROVE varient de moins de 30 % par rapport aux valeurs observées, mais le biais de surestimation des valeurs d'été était légèrement supérieur. Dans le cas des sites ouest, il n'y a pas de biais, à la hausse ou à la baisse, appréciable. Mais à chacun de ces sites, la prévision pouvait être supérieure ou inférieure à la valeur observée par un facteur de deux ou plus.

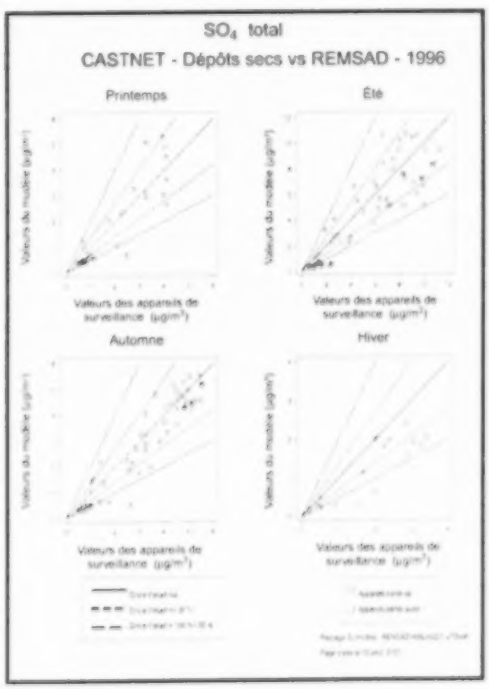
Les diagrammes de dispersion des concentrations de carbone noir prévues par le modèle pour les sites est du réseau IMPROVE présentent peu de biais à la hausse ou à la baisse. La plus grande partie des concentrations saisonnières de carbone noir prévues ne s'écartent pas de plus de 30 % des valeurs observées. Dans le cas des sites ouest, les diagrammes n'indiquent pas de biais particulier, dans un sens ou dans l'autre.

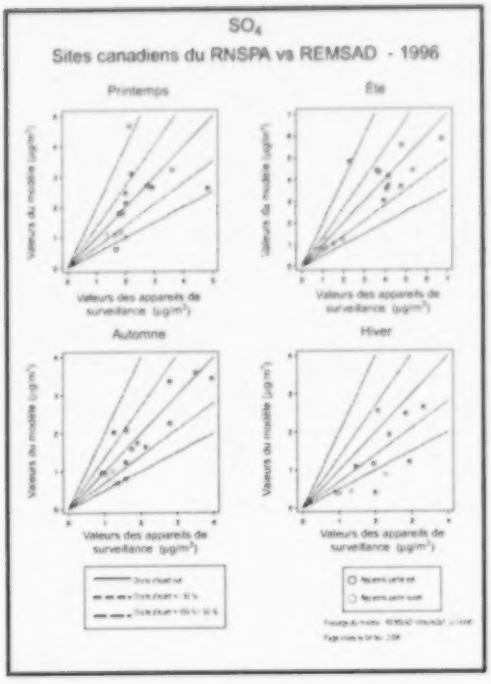
Les prévisions des concentrations de sol du modèle pour les sites est du réseau IMPROVE sont nettement supérieures aux valeurs observées pour toutes les saisons. Dans le cas des sites de surveillance ouest, le modèle est biaisé à la hausse pour les concentrations en hiver et en automne et à la baisse pour les concentrations en été et au printemps.

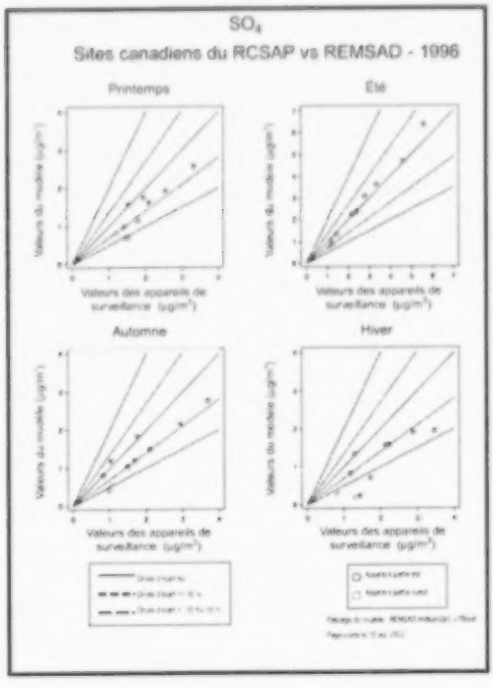

$P_{2,5}$
IMPROVE vs REMSAD - 1996
Année
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

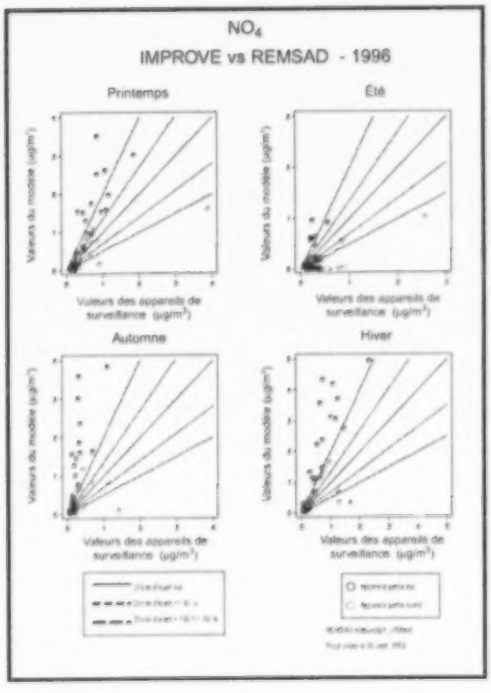

Sites canadiens du
RNSPA vs REMSAD - 1996
Année
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

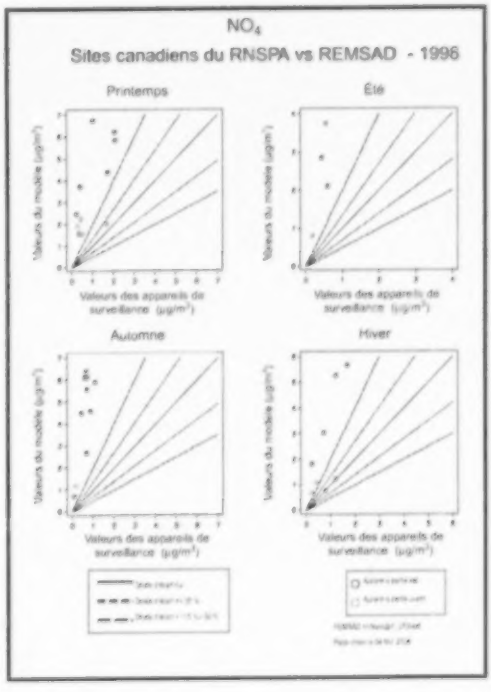

SO_4
IMPROVE vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

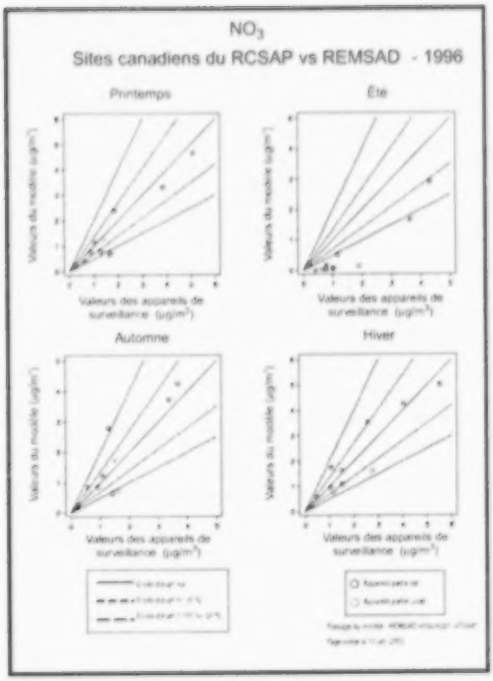

SO_4 total
CASTNET - Dépôts secs vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

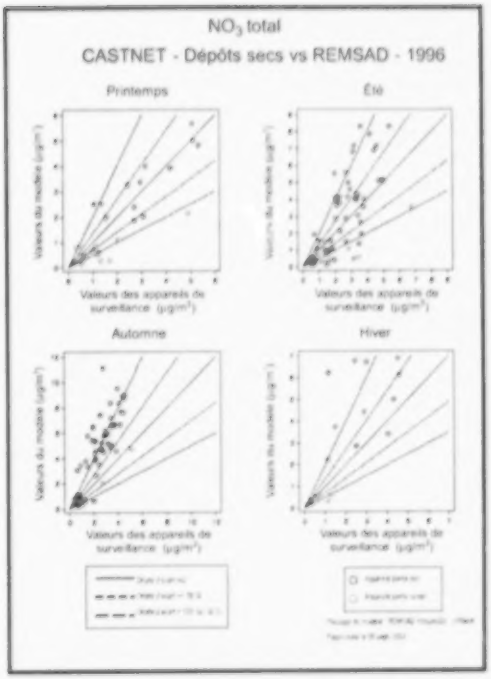

SO4
Sites canadiens du RNSPA vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

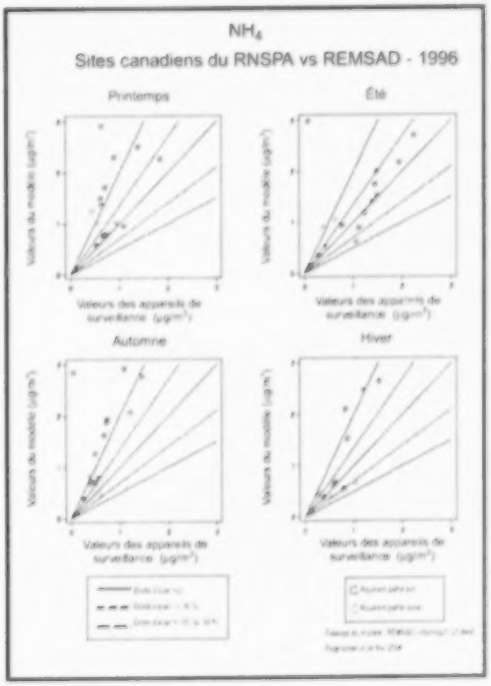

SO4
Sites canadiens du RCSAP vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

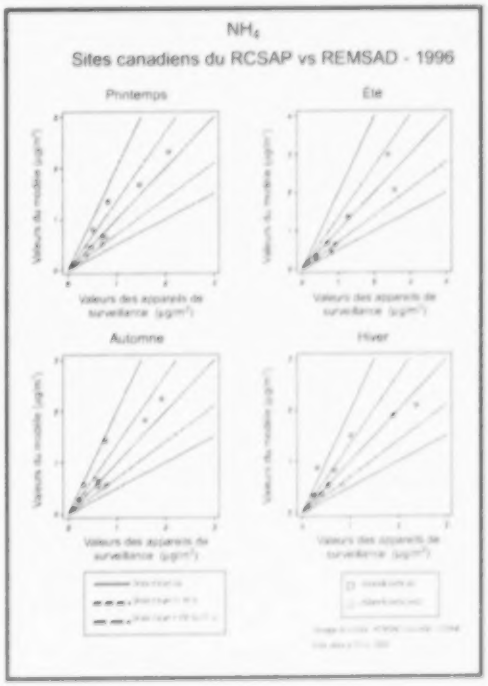

NO4
IMPROVE vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

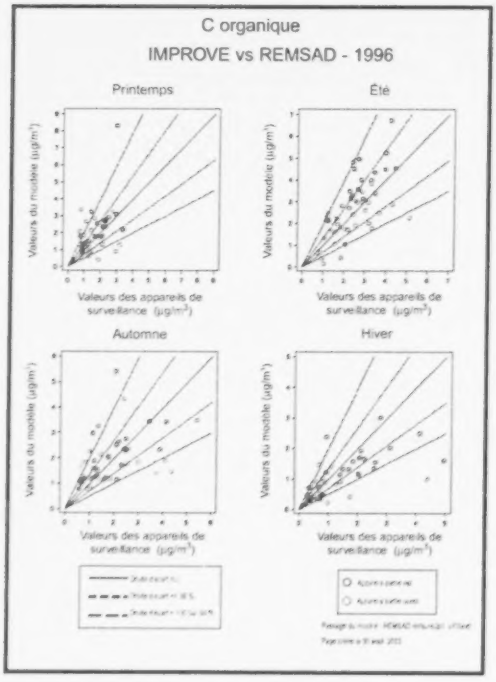

NO4
Sites canadiens du RNSPA vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)

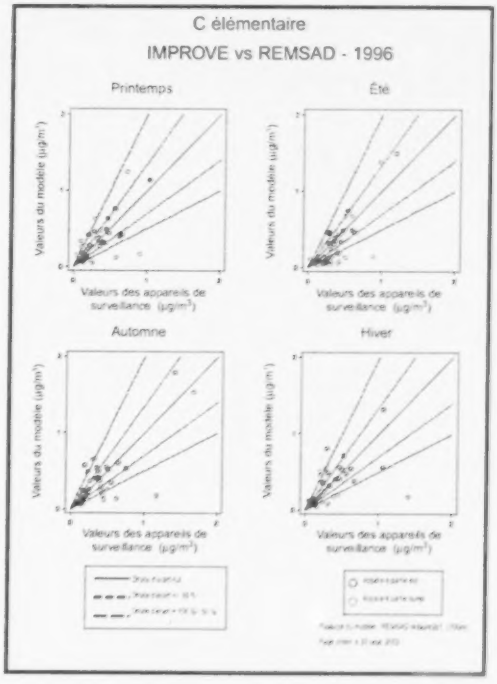

NO_3
Sites canadiens du RCSAP vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)


NO_3 total
CASTNET - Dépôts secs vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)


NH_4
Sites canadiens du RNSPA vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)


NH_4
Sites canadiens du RCSAP vs REMSAD - 1996
Printemps
Été
Automne
Hiver
Valeurs du modèle (µg/m³)
Valeurs des appareils de surveillance (µg/m³)





A2.0 ÉVALUATION DE L'AURAMS À PARTIR DE DEUX SCÉNARIOS DE RÉFÉRENCE

A2.1 Disponibilité des données

L'évaluation de l'AURAMS à partir de deux scénarios de référence (1er au 15 février 1998; 1er au 18 juillet 1995) a été compliquée en raison du nombre relativement restreint de mesures des $P_{2,5}$ disponibles. Un nombre appréciable de stations de mesure de l'ozone étaient exploitées pendant ces périodes, mais l'inverse était vrai pour la mesure des espèces de $P_{2,5}$. Le problème a été accentué par la fréquence d'échantillonnage supérieure à un jour de certains réseaux. Ainsi, avant l'an 2000, les mesures du réseau IMPROVE se limitaient aux mercredis et aux samedis. L'absence de prélèvements quotidiens complique l'évaluation des simulations portant sur plusieurs jours, les jours où la pollution est la plus intense au cours d'un épisode pouvant correspondre à un moment où le nombre de stations en exploitation est passablement réduit. Par exemple, on trouve dans la figure A.1 une comparaison des valeurs des $P_{2,5}$ déterminées par prélèvement sur filtres en 24 heures le samedi 1er juillet et le dimanche 2 juillet 1995. Les stations en exploitation durant ces deux jours sont codées par une couleur en fonction de la concentration mesurée des $P_{2,5}$. On peut y noter que des mesures des $P_{2,5}$ ont été réalisées aux États-Unis le 1er juillet, mais non le 2 juillet.

Un plus grand nombre de mesures des $P_{2,5}$ étaient disponibles pour la période d'hiver de 1998 que pour celle de l'été de 1995, y compris plus de mesures horaires. L'évaluation du rendement en ce qui concerne les $P_{2,5}$ au cours de l'été sera donc quelque peu plus qualitative que celle portant sur la période d'hiver. Le tableau A.1 donne un aperçu des réseaux de mesure canadiens et américains utilisés pour l'évaluation portant sur les deux épisodes (voir le chapitre 3) et la concentration massique des $P_{2,5}$, les composants chimiques inorganiques des $P_{2,5}$ et l'ozone. On notera le caractère hétérogène des divers ensembles de mesures et que la mesure horaire des $P_{2,5}$ permet d'éviter le problème des prélèvements intermittents non quotidiens des appareils de mesure en continu (TEOM).

Afin de tirer avantage de la meilleure couverture spatiale et temporelle des réseaux de surveillance de l'ozone, l'évaluation du rendement de l'AURAMS porte à la fois sur l'ozone et les $P_{2,5}$. Comme les réductions des émissions des années futures, dont on a traité

dans le chapitre 4, influeront à la fois sur l'ozone troposphérique et les particules, et que la production secondaire de $P_{2,5}$ et la photochimie en phase gazeuse sont étroitement liées, il est logique d'examiner les deux polluants ensemble.

A2.2 Évaluation du modèle pour l'hiver 1998

La figure A.2 montre les séries chronologiques observées et modélisées de la concentration massique des $P_{2,5}$ du 7 au 14 février 1998 à trois endroits du sud-est du Canada : Kitchener, en Ontario (2a); Hamilton, en Ontario (2b) et Montréal, au Québec (2c). Cette

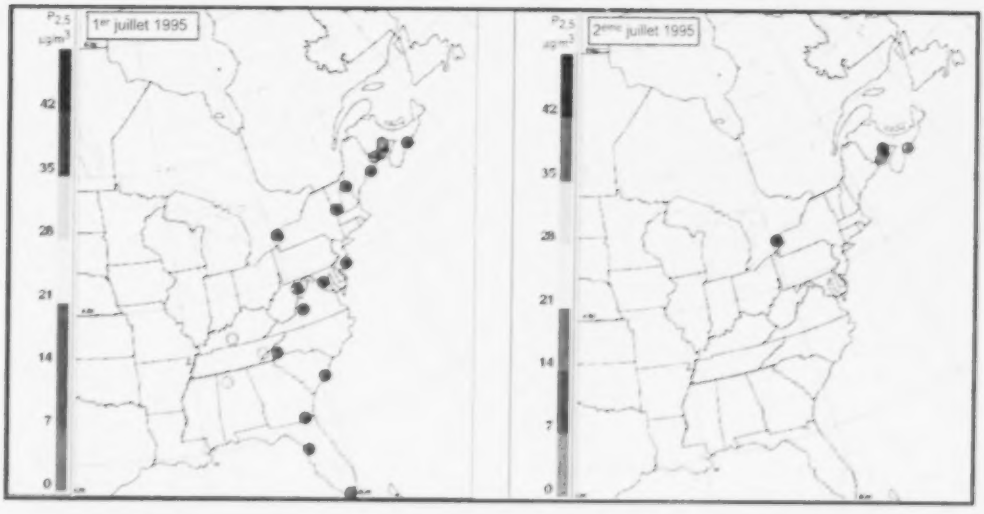


Figure A.1 : Cartes des stations ayant mesuré les concentrations des $P_{2,5}$ totales en 24 heures pendant deux jours consécutifs de juillet 1995. Il y avait 21 stations en exploitation le 1er juillet et seulement 9 le 2 juillet.

Tableau A.1 Réseaux pour lesquels des données étaient disponibles pour l'évaluation du modèle AURAMS portant sur deux périodes de simulation

				Espèces mesurées (taille limite en mm)							
Réseau	Nbre de stations	Type	Fréquence	$SO_4^=$	NO_3^-	NH_4^+	C élém.	C org.	P_{10}	$P_{2,5}$	O_3
RCSAP	9*, 7**	filtres – 24 h	quotidien	n.m.	n.m.	n.m.					
CAAMP*	5	filtres – 24 h	quotidien	2.1*	2.1*	2.1*			10*	2.5*	
GAViM	2	filtres – 24 h	2/7jours	2.6	2.6	2.6				2.5	
IMPROVE	18	filtres – 24 h	2/7jours	2.6	2.6	2.6	2.6	2.6	10	2.5	
RNSPA	56*, 93**	filtres – 24 h	1/6 jours	2.6	2.6	2.6				2.5	
	104**	TEOM	horaire	10	10	10			10**	2.5**	
	104**	absorption UV	horaire								n.d.
AIRS	520**	TEOM	horaire						10**	2.5**	
	386*, 520**	absorption UV	horaire								n.d.

* scénario d'été seulement, ** scénario d'hiver seulement
n.d. = non disponible, n.m. = non mesuré

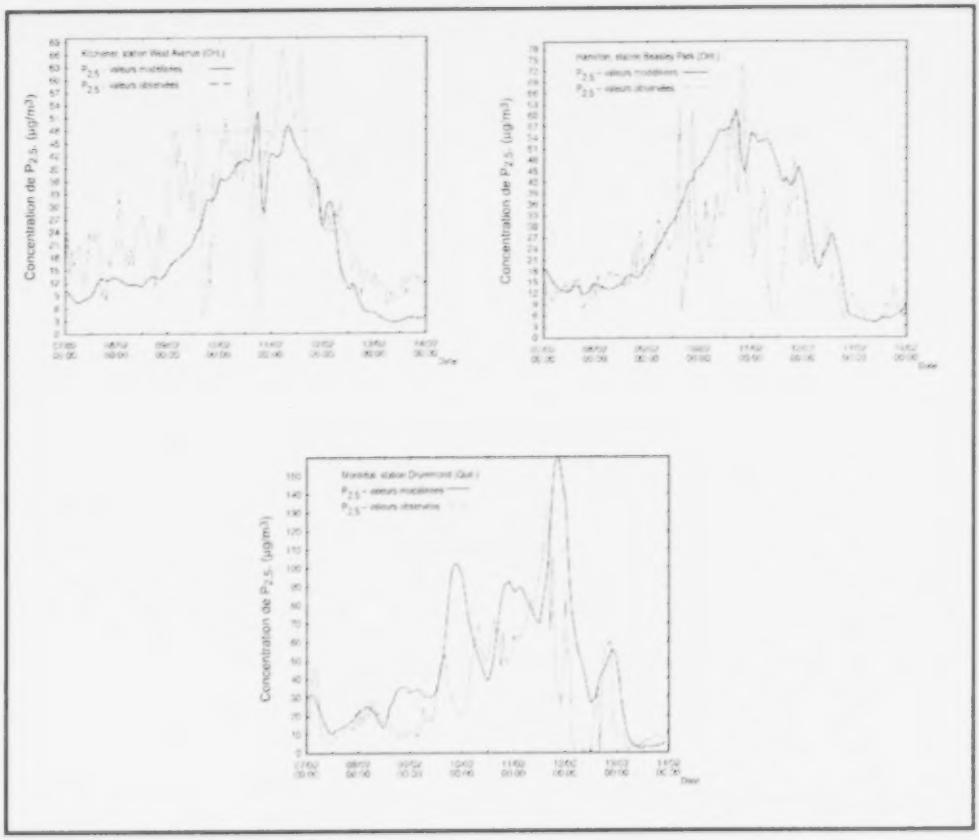


Figure A-2 - Séries chronologiques des $P_{2,5}$ modélisées et observées du 7 au 14 février 1998 à : a) Kitchener, Ontario, b) Hamilton, Ontario, et c) Montréal, Québec. Courbe pleine : simulation AURAMS (µg/m³); courbe en pointillés : observations (µg/m³)

période s'avère intéressante car elle englobe l'important épisode de $P_{2,5}$ survenu dans l'est du Canada. Cet épisode a débuté le 9 février à Kitchener et à Hamilton et le 10 février à Montréal. Des concentrations horaires de $P_{2,5}$ aussi élevées que 70 µg/m³ ont été mesurées aux deux stations de l'Ontario et la concentration de pointe, de plus de 130 µg/m³, a été notée à Montréal. L'AURAMS a été en mesure de prévoir la variation de la concentration massique des particules observée d'un jour à l'autre au cours de cette période d'une semaine, et ainsi de bien représenter l'augmentation survenue au milieu de la semaine. Les tracés chronologiques modélisés sont beaucoup plus uniformes que l'enregistrement des mesures en continu et cela peut être attribué, du moins en partie, à la résolution spatiale de l'AURAMS, qui est de 42 km. À cette résolution, l'AURAMS ne peut saisir qu'une partie des caractéristiques mesurées en un point donné à cause de la petitesse de l'échelle de la variation des données météorologiques et des émissions (la relation entre un point et le volume extrême de la grille). Ici aussi, les mesures TEOM sont sans doute faussées à la baisse, surtout la nuit, à cause de l'effet de la prise d'entrée chauffée de l'appareil sur les composants semi-volatils des particules qui y pénètrent et qui se trouvaient dans des conditions hivernales.

La figure A-3 montre les tracés des séries chronologiques correspondantes pour l'ozone à Hamilton (Ontario). L'épisode de $P_{2,5}$ s'est reflété dans les séries chronologiques de la concentration d'ozone sous la forme de très faibles concentrations d'ozone résultant sans doute d'une plus grande réaction avec le

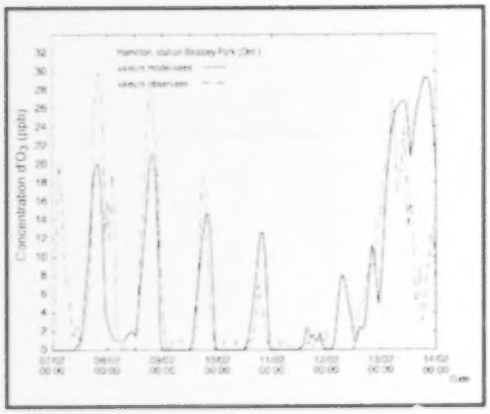


Figure A.3 - Série chronologique des concentrations d'O_3 (ppb) modélisées et observées du 7 au 14 février 1998 à Hamilton (Ontario). Courbe pleine : simulation AURAMS; courbe en pointillés : observations

NO_2 en conditions stagnantes. Ici aussi, l'AURAMS a très bien décrit la variation de la concentration d'ozone.

Les diagrammes de dispersion des valeurs modélisées en fonction des valeurs mesurées des concentrations horaires d'ozone et de $P_{2,5}$ sont présentés dans la figure A.4 pour la même période d'une semaine. À gauche, le diagramme de l'ozone indique un biais de sous-estimation des concentrations horaires d'ozone (pente de 0,63,) et une valeur R^2 de 0,48. Le diagramme des $P_{2,5}$ indique aussi un biais général de sous-estimation (pente de 0,65), mais certaines des valeurs les plus faibles peuvent être très fortement surestimées, ce qui décale la droite de régression dont la valeur est de 10,5 $\mu g/m^3$ (voir le tableau A.2). Pour les $P_{2,5}$, le R^2 est de 0,26. Il est à noter que des concentrations horaires de $P_{2,5}$ aussi élevées que 160 $\mu g/m^3$ ont été observées et modélisées pendant cette période. Un résumé des statistiques du rendement pour les valeurs de la figure A.4 est présenté dans le tableau A.2.

Les figures A.5 et A.6 présentent les diagrammes de dispersion des concentrations massiques quotidiennes observées et prévues des $P_{2,5}$ et de leurs trois composants chimiques inorganiques pour deux ensembles d'échantillons. À savoir : les données mesurées du IMPROVE et du GAViM, qui sont présentées pour les conditions ambiantes (figure A.5), et celles du RNSPA qui le sont aux conditions TPN (figure A.6). Les prévisions de l'AURAMS sont faites aux conditions ambiantes et ont été converties en conditions TPN pour la figure A.6 afin de permettre la comparaison directe avec les données du RNSPA. Il est à noter que le NH_4^+ particulaire n'a pas été mesuré par le réseau IMPROVE pendant cette période mais qu'il l'a été par le GAViM. Ces diagrammes se caractérisent par un nombre relativement restreint de mesures (voir le tableau A.3) et une importante dispersion, notamment pour les trois composants chimiques, mais cela est caractéristique de la comparaison des prévisions des modèles de la qualité de l'air portant sur des périodes de calcul de moyennes aussi courtes. À l'exception d'une ou deux valeurs aberrantes, il y a concordance à moins d'un ordre de grandeur et l'on note une tendance à la sous-estimation du SO_4 et à la surestimation du NO_3. Les prévisions des concentrations massiques des $P_{2,5}$ totales ne présentent pas de biais important. Il est aussi à noter que la moyenne de temps quotidienne, plutôt qu'horaire, a pour effet de réduire la dispersion (figure A.4b vs figure A.6a). Les statistiques du rendement correspondant aux valeurs des figures A.5 et A.6 sont présentées dans les tableaux A.3 et A.4. Il est intéressant de noter le R^2 relativement élevé et la faible EQM obtenus pour le composant NO_3^- particulaire, par rapport aux mesures du IMPROVE et du GAViM, et que, par ailleurs, la situation est inverse lorsque la comparaison porte sur les observations du RNSPA. Le nombre de données du RNSPA pour la spéciation est très faible pour cette période et cela limite l'utilité des statistiques.

Tableau A.2 Statistiques du rendement du modèle pour les concentrations horaires d'ozone et de $P_{2,5}$ à toutes les stations du domaine du 7 au 14 février 1998. (Où n : nombre de valeurs observées; R^2 : coefficient de corrélation; EQM : erreur quadratique moyenne; EMN : erreur moyenne normalisée; BM : biais moyen; BMN : biais moyen normalisé (Kang et al., 2003))

Espèce	n	R^2	σ_{mod}*	σ_{obs}**	$\sigma_{mod-obs}$***	EQM	EMN	BM	BMN	équation d'ajustement de la courbe
O_3 - conc. horaire	34060	0.48	170	206	129	12.0	42.7	-5.2	-24.2	mod=0.63 obs + 2.80
$P_{2,5}$ - conc. horaire	2739	0.26	582	360	232	22.0	61.4	2.8	13.1	mod=0.65 obs + 10.50

Légende : *variance des données modélisées; ** variance des données observées; ***covariance

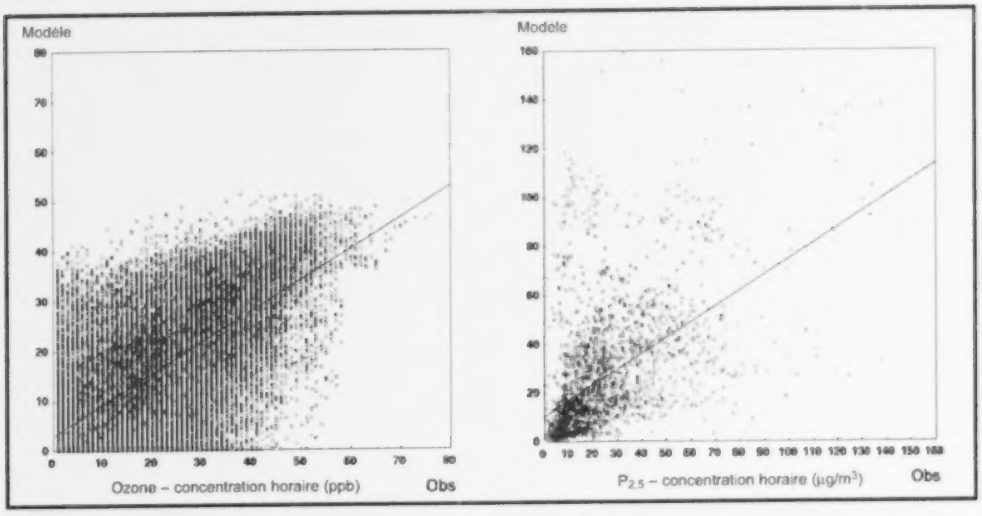


Figure A-4 - Diagrammes de dispersion des concentrations horaires de l'ozone (gauche) et des $P_{2.5}$ (droite) à toutes les stations du domaine pour toutes les heures du 7 au 14 février 1998. Les droites en gris sont les droites du rapport des valeurs du modèle aux valeurs observées qui sont, respectivement pour les figures gauche et droite, 10.7, 1.1 et 7.10, et 2.1, 1.1 et 1.2.

Tableau A.3 Statistiques du rendement du modèle pour la concentration massique des $P_{2.5}$ et celle des $P_{2.5}$ SO_4, $P_{2.5}$, NH_4, et $P_{2.5}$ NO_3 à toutes les stations des réseaux IMPROVE et GAViM du domaine AURAMS pour lesquelles des données ont été obtenues pour tous les jours de la période du 7 (00Z) au 14 (00Z) février 1998. (Voir le tableau A.2 pour les définitions.)

Espèce	n	R^2	σmod*	σobs**	σmod-obs***	EQM	EMN	BM	BMN	équation d'ajustement de la courbe
$P_{2.5}$ conc. mass.	31	0.23	297	19	36	15.9	67.1	3.2	29.0	mod=1.87 obs - 6.37
$P_{2.5}$ SO_4	30	0.02	1.8	3.4	0.3	2.4	59.4	-1.1	-37.1	mod=0.09 obs + 1.66
$P_{2.5}$ NH_4	8	0.36	22	0.4	1.9	5.2	276.1	2.8	260.4	mod=4.28 obs - 0.73
$P_{2.5}$ NO_3	30	0.42	67	1.5	6.5	8.2	294.2	3.4	271.4	mod=4.33 obs - 0.78

Légende : *variance des données modélisées; ** variance des données observées; ***covariance

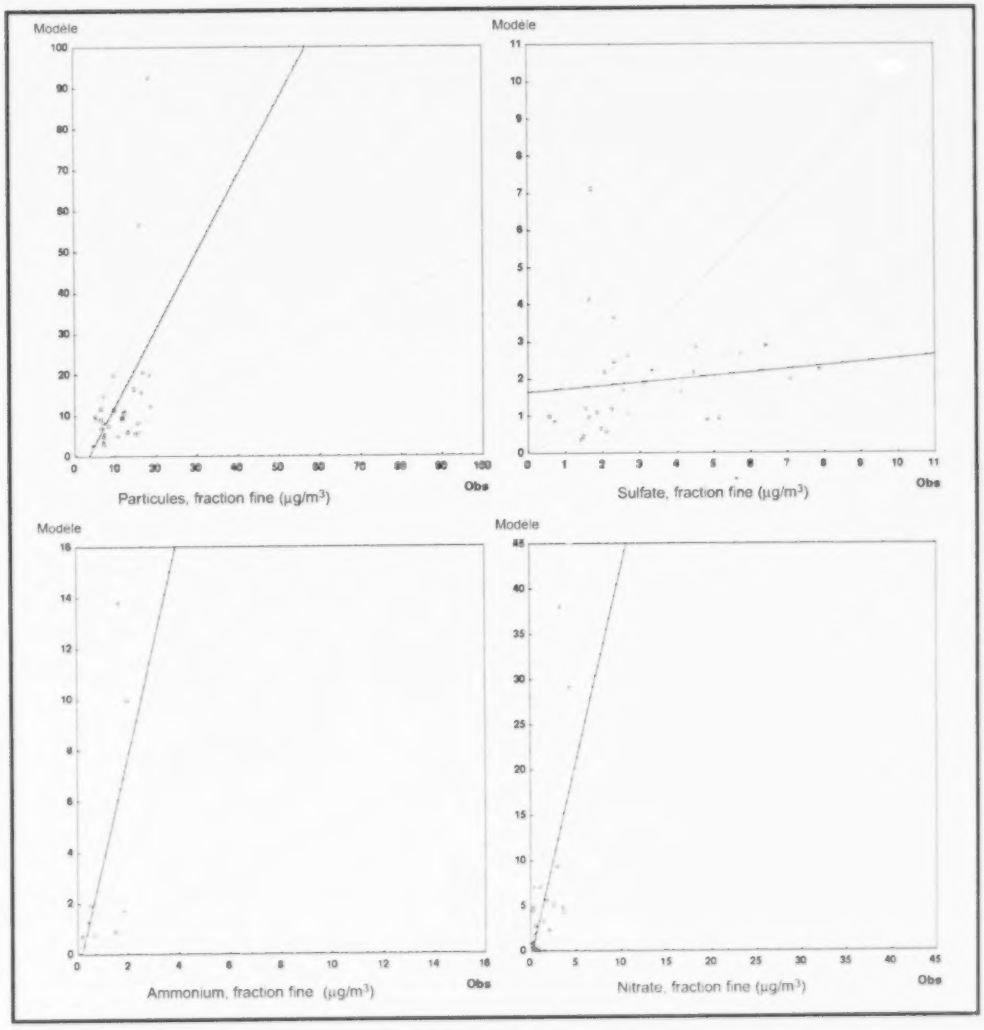


Figure A.5 - Diagrammes de dispersion des concentrations massiques quotidiennes des a) $P_{2.5}$ et celles des b) $P_{2.5}$ $SO_4^=$, c) $P_{2.5}$ NH_4^+ et d) $P_{2.5}$ NO_3^- à toutes les stations IMPROVE et GAVIM du domaine AURAMS pour lesquelles des données ont été obtenues pour tous les jours du 7 (00Z) au 14 (00Z) février 1998. Les unités utilisées sont les µg/m^3 aux conditions ambiantes. La droite noire est la droite du meilleur ajustement et les droites en gris sont celles des rapports des valeurs du modèle aux valeurs observées qui sont de 2:1, 1:1 et 1:2.

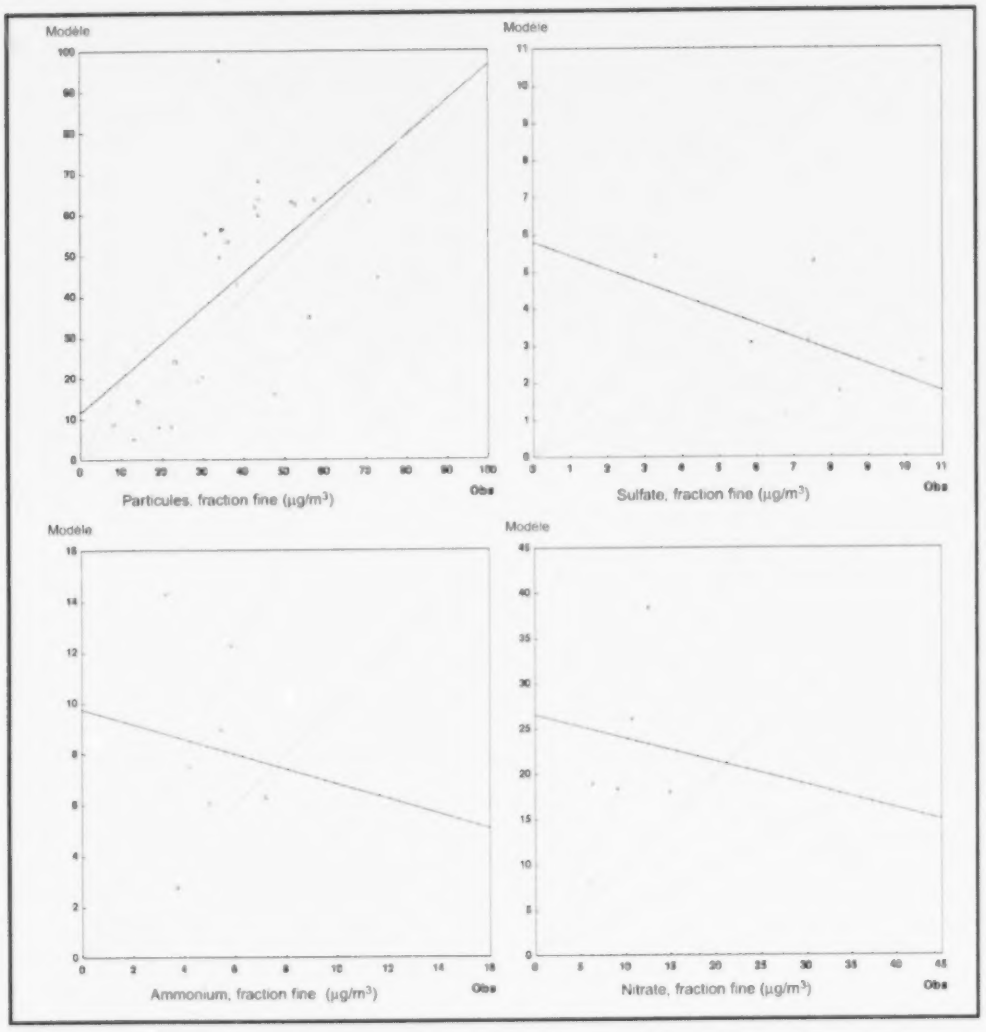


Figure A.6 - Mêmes valeurs que dans la figure A.5, mais pour les stations canadiennes du RNSPA et en unités µg/m³ aux conditions TPN.

Tableau A.4 Statistiques du rendement du modèle pour la concentration massique des $P_{2.5}$ et celle des $P_{2.5}SO_4$, $P_{2.5}NH_4$ et $P_{2.5}NO_3^-$ à toutes les stations canadiennes du RNSPA du domaine AURAMS pour lesquelles des données ont été obtenues pour tous les jours de la période du 7 (00Z) au 14 (00Z) février 1998 (Voir le tableau A.2 pour les définitions).

Espèce	n	R^2	σ_{mod}*	σ_{obs}**	$\sigma_{mod\text{-}obs}$***	EQM	EMN	BM	BMN	équation d'ajustement de la courbe
$P_{2.5}$ conc. mass.	27	0.33	563	252	215	20.5	43.3	6.0	16.0	mod=0.85 obs + 11.62
$P_{2.5}SO_4$	7	0.24	2.3	4.1	-1.5	4.9	63.1	-3.9	-54.5	mod=-0.37 obs + 5.80
$P_{2.5}NH_4$	7	0.01	13	1.6	-0.5	5.2	78.4	3.6	67.9	mod=-0.29 obs + 9.76
$P_{2.5}NO_3$	7	0.01	126	15	-3.9	19.6	172.1	15.3	172.1	mod=-0.26 obs + 26.59

Légende : *variance des données modélisées; ** variance des données observées; ***covariance

A2.3 Évaluation du modèle pour l'été 1995

La figure A.7 présente les séries chronologiques des concentrations d'ozone troposphérique modélisées et observées pour deux stations du corridor Windsor-Québec pendant une période de dix jours s'étendant du 8 au 17 juillet 1995. La figure de gauche représente une station située à London (Ontario) et celle de droite une station située à Saint-Anicet (Québec), à l'ouest de Montréal. Une partie de cette période correspond à un épisode de pollution : des concentrations d'ozone

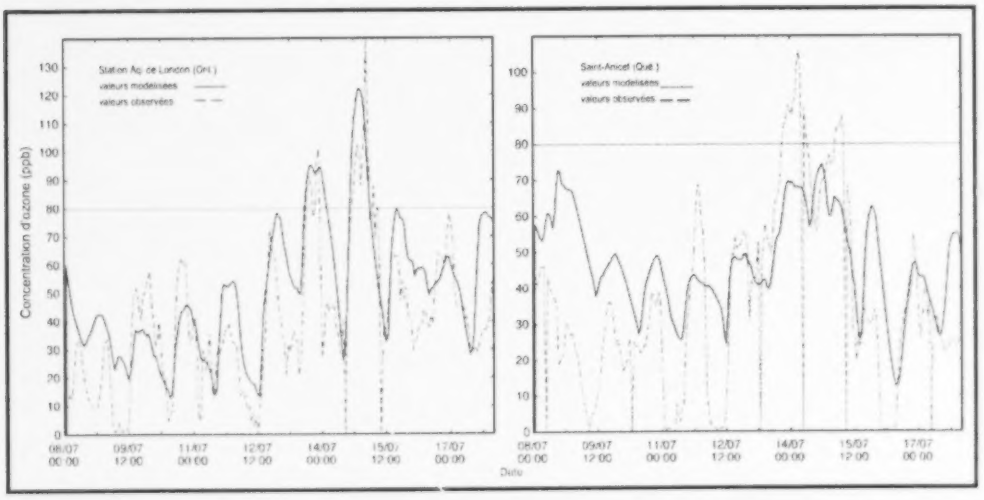


Figure A-7 - Séries chronologiques des concentrations d'ozone modélisées et observées à London, en Ontario (gauche) et à Saint-Anicet, au Québec (droite) du 8 au 16 juillet 1995. Courbe pleine : prévisions de l'AURAMS, courbe pointillée : observations. Toutes les valeurs sont en ppb.

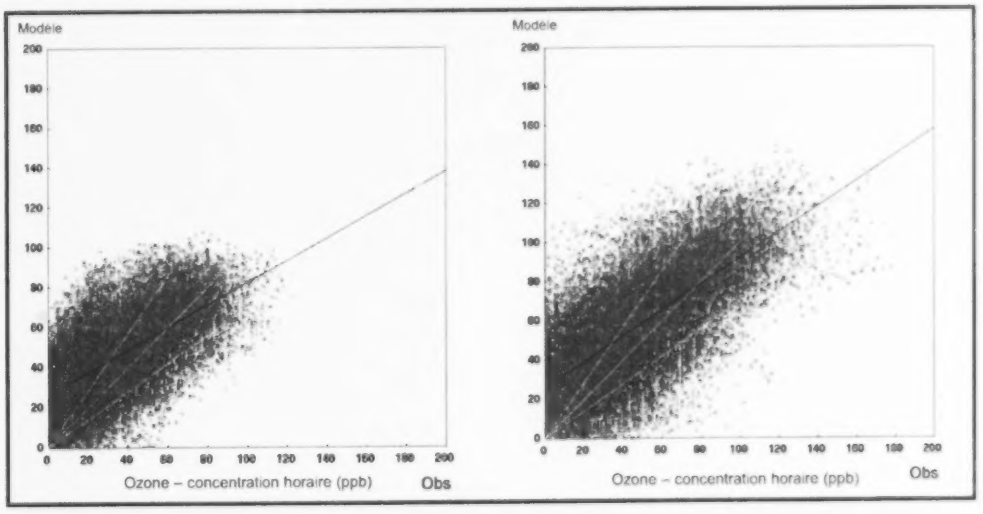


Figure A-8 - Diagrammes de dispersion des concentrations d'ozone à toutes les stations du domaine pour toutes les heures du 8 au 11 juillet 1995 (gauche) et du 12 au 15 juillet 1995 (droite). Les droites en gris sont les droites des rapports des valeurs modélisées aux valeurs observées qui sont de 10.7, 1.1 et 7.10. Toutes les valeurs sont en ppb.

Tableau A.5 Statistiques du rendement du modèle pour la concentration d'ozone horaire à toutes les stations du domaine du 8 au 11 juillet et du 12 au 15 juillet 1995. (Voir le tableau A.2 pour les définitions.)

Espèce	n	R^2	σmod*	σobs**	σmod-obs***	EQM	EMN	BM	BMN	équation d'ajustement de la courbe
O_3 - conc. horaire (gauche)	40437	0.39	396	488	273	21.4	48.8	11.0	31.6	mod=0.56 obs + 26.35
$P_{2.5}$ - conc. horaire (droite)	39913	0.50	745	849	561	23.8	40.3	9.9	21.1	mod=0.66 obs + 25.91

Légende : *variance des données modélisées; ** variance des données observées; ***covariance

supérieures à 80 ppb ont été notées aux deux stations les 13 et 14 juillet. Les deux figures montrent que les concentrations d'ozone simulées par l'AURAMS pendant les pires jours de la période (du 12 au 15 juillet) se rapprochent davantage des observations que celles obtenues pour les quatre jours précédents. L'AURAMS prévoit des valeurs trop élevées au début de la période, mais s'améliore à mesure que l'épisode devient plus intense.

Le même comportement apparaît dans la figure A.8, où l'on présente deux diagrammes de dispersion des valeurs modélisées en fonction des valeurs observées pour la concentration d'ozone. Celui de gauche représente la période avant l'épisode, du 7 au 11 juillet, et celui de droite les quatre jours, du 12 au 15 juillet, où les concentrations d'ozone étaient les plus élevées. Les deux diagrammes présentent toutes les stations du domaine pour toutes les heures de mesure disponibles. La pente de la droite de meilleur ajustement passe de 0,56 à 0,66 lorsque l'on passe de la période du 7 au 11 juillet à celle du 12 au 15 tandis que le R^2 augmente et passe de 0,39 à 0,50 lorsque l'on passe des valeurs de l'AURAMS aux valeurs horaires observées de la concentration d'ozone. Les données statistiques complètes du rendement du modèle sont présentées dans le tableau A.5. Au cours de l'épisode de pollution, les concentrations d'ozone horaires observées ont dépassé 180 ppb et les valeurs prévues ont atteint 150 ppb environ.

La figure A.9 est une image du champ d'ozone troposphérique prévu par l'AURAMS pour le 14 juillet 1995 à 21:00 UTC, au maximum de l'épisode de pollution. Les valeurs observées apparaissent sous la forme de cercles colorés aux stations de mesure. La concordance des couleurs indique une bonne correspondance avec les valeurs mesurées. La concordance entre les valeurs prévues et observées est généralement bonne. Ces valeurs sont semblables dans les zones de pointe et les profils du champ modélisé et des valeurs observées sont les mêmes. La figure est représentative

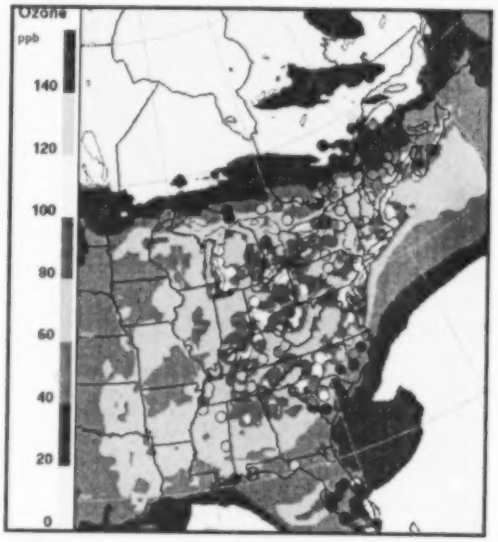


Figure A.9 - Concentration d'ozone troposphérique prévue par l'AURAMS pour le 14 juillet 1995 à 21:00 UTC (17:00 HAE). Les observations valides pour cette heure sont représentées par les cercles. Les valeurs sont en ppb.

de la concordance du modèle et des observations l'après-midi et au début de la soirée. Les figures A.7 et A.9 portent à conclure que l'AURAMS reproduit bien ces périodes du cycle diurne des concentrations d'ozone troposphérique, mais qu'il tend à les surestimer pendant la nuit et le matin.

Les figures A.10 et A.11 présentent des diagrammes de dispersion où l'on compare les concentrations massiques quotidiennes observées et prévues des $P_{2.5}$ et de ses trois composants chimiques inorganiques pour la période de huit jours du 8 au 15 juillet. Tel qu'indiqué plus haut, le nombre de mesures disponibles pour les comparaisons des valeurs des $P_{2.5}$ est considérablement inférieur à celui pour l'ozone bien que l'on dispose de mesures supplémentaires du réseau du PCSAA pour cette période. Le ren-

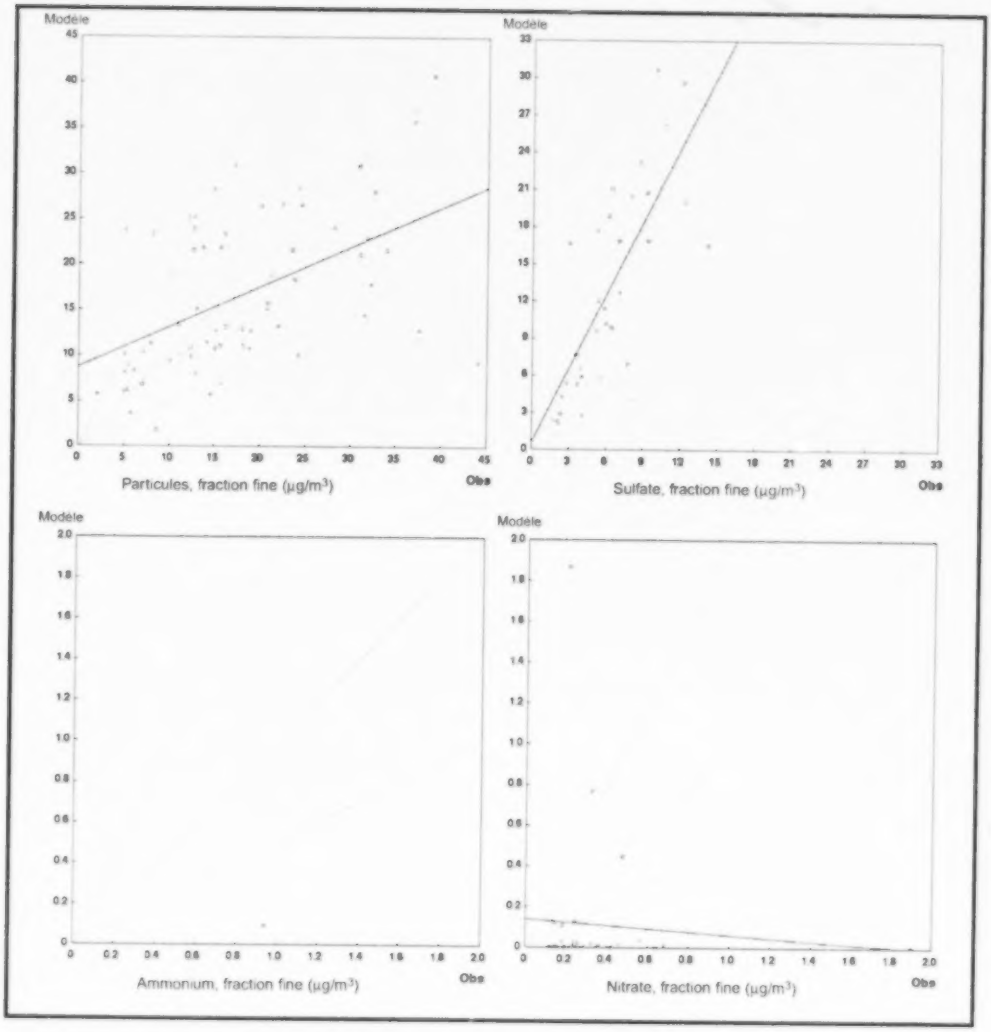


Figure A.10 : Diagrammes de dispersion des concentrations massiques quotidiennes des a) $P_{2.5}$ et celles des b) $P_{2.5}\,SO_4^=$, c) $P_{2.5}\,NH_4^+$ et d) $P_{2.5}\,NO_3^-$ à toutes les stations des réseaux IMPROVE, GAViM et PCSAA du domaine AURAMS pour lesquelles des données ont été obtenues pour tous les jours de la période du 8 (00Z) au 16 (00Z) juillet 1995. Les unités utilisées sont les µg/m³ aux conditions ambiantes. La droite noire est la droite de meilleur ajustement et les droites en gris sont celles des rapports des valeurs modélisées aux valeurs observées qui sont de 2:1, 1:1 et 1:2.

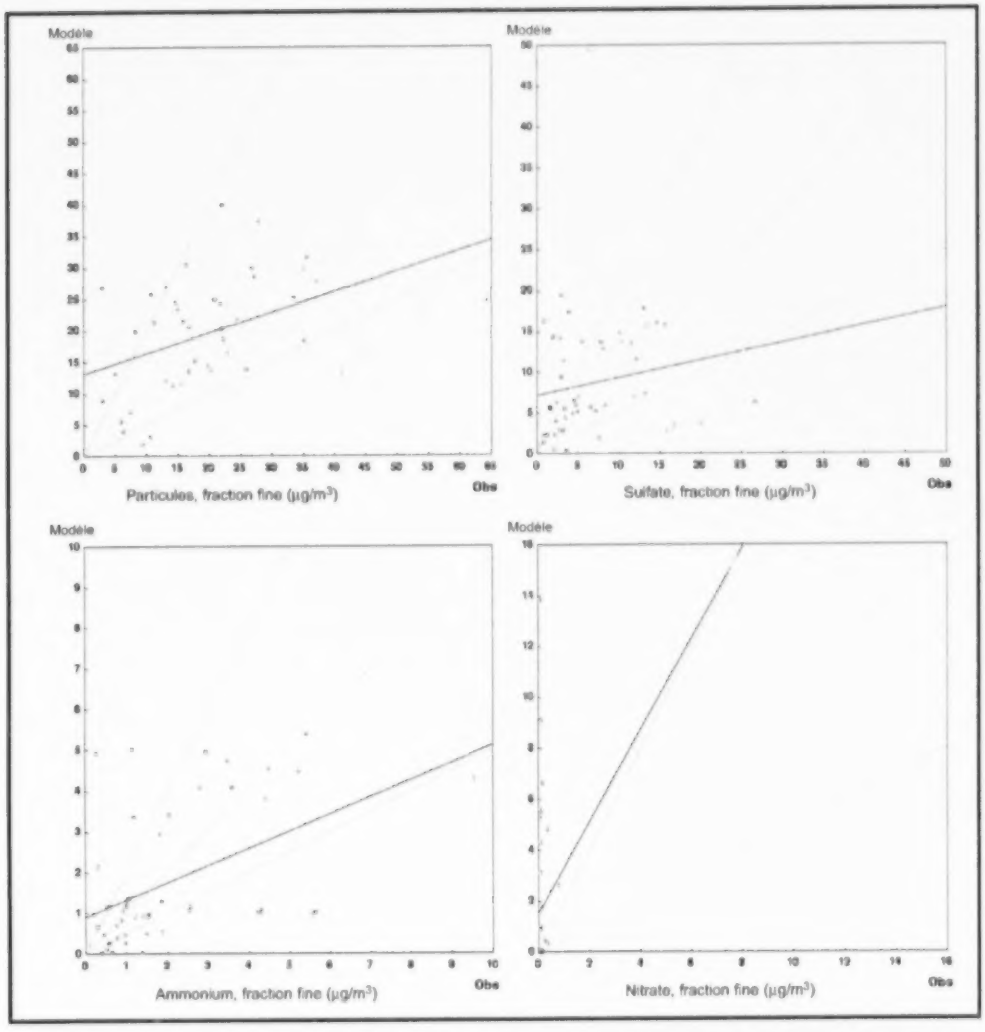


Figure A.11 - Mêmes paramètres que dans la figure A.10, mais pour les stations canadiennes du RNSPA et en unités $\mu g/m^3$ aux conditions TPN.

Tableau A.6 Statistiques du rendement du modèle pour les concentrations massiques des $P_{2.5}$ et celles des $P_{2.5}$, $SO_4^=$, $P_{2.5}$ NH_4^+ et $P_{2.5}$ NO_3^- à toutes les stations des réseaux IMPROVE, GAViM et PCSAA du domaine AURAMS pour lesquelles des données ont été obtenues pour tous les jours de la période du 8 (00Z) au 16 (00Z) juillet 1995. (Voir le tableau A.2 pour les définitions.)

Espèce	n	R^2	σmod*	σobs**	σmod-obs***	EQM	EMN	BM	BMN	équation d'ajustement de la courbe
$P_{2.5}$ conc. mass.	66	0.26	70	94	42	9.1	38.5	-1.0	-5.8	mod=0.44 obs + 8.74
$P_{2.5}$ SO_4	32	0.60	65	10	20	9.1	110.4	6.8	108.4	mod=-1.97 obs + 0.66
$P_{2.5}$ NH_4	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
$P_{2.5}$ NO_3	32	0.01	0.12	0.10	-0.01	0.5	105	-0.2	-65.6	mod=-0.08 obs + 0.14

Légende : *variance des données modélisées; ** variance des données observées; ***covariance

Tableau A.7 Statistiques du rendement du modèle pour les concentrations massiques des $P_{2.5}$ et celles des $P_{2.5}$ $SO_4^=$ $P_{2.5}$ NH_4^+ et $P_{2.5}$ NO_3^- à toutes les stations canadiennes du RNSPA du domaine AURAMS pour lesquelles des données ont été obtenues pour tous les jours de la période du 8 (00Z) au 16 (00Z) juillet 1995 (Voir le tableau A.2 pour les définitions.)

Espèce	n	R^2	σmod*	σobs**	σmod-obs***	EQM	EMN	BM	BMN	équation d'ajustement de la courbe
$P_{2.5}$ conc. mass.	42	0.19	80	141	46	11.4	41.8	-0.2	-0.9	mod=0.33 obs + 13.17
$P_{2.5}$ SO_4	51	0.02	62	33	6.9	9.2	85.2	2.1	31.2	mod=0.21 obs + 7.28
$P_{2.5}$ NH_4	51	0.24	2.7	3.6	1.5	1.8	59.5	-0.3	-13.1	mod=0.42 obs + 0.91
$P_{2.5}$ NO_3	39	0.01	9.2	0.02	0.03	3.4	1669	1.6	1622	mod=1.80 obs + 1.53

Légende : *variance des données modélisées; ** variance des données observées; ***covariance

dement du modèle est semblable à celui noté pour le scénario d'hiver (voir les figures A.5 et A.6), mais en été l'AURAMS tend généralement à surestimer les concentrations de SO_4 et à sous-estimer celles de NO_3, ce qui est à l'opposé du scénario d'hiver. Ici aussi, les prévisions de la concentration des $P_{2.5}$ totales ne sont pas fortement biaisées.

Les statistiques du rendement du modèle correspondant aux valeurs des figures A.10 et A.11 sont présentées dans les tableaux A.6 et A.7. Bien que la concordance avec les mesures du NO_3^- en été soit faible, il est à noter que ces mesures présentent une plus grande incertitude que celles du $SO_4^=$ et du NH_4^+ particulaires qui s'explique par la volatilité du NO_3^- particulaire. Plus précisément, il est connu que les données dichotomiques du RNSPA pour le NO_3^- en 1995 sont faussées à la baisse comparativement à celles obtenues par d'autres méthodes d'échantillonnage et que ce biais, s'expliquant par la volatilité de la substance, peut atteindre 50 % (Brook et Dann, 1999). Cela pourrait expliquer une partie des écarts notés dans la figure A.11d.

Pour terminer, la figure A.12 compare une image du domaine visible prise par satellite à 23:08 UTC le 10 juillet 1995 au champ AURAMS des concentrations prévues de $P_{2.5}$ à une altitude de 15 m, à 23:00 UTC. Les zones en surbrillance de l'image satellite correspondent aux endroits où de la brume causée par des particules à proximité de la surface est visible. Nous pouvons voir, de façon qualitative, que le modèle reproduit les motifs généraux de l'image satellite. La comparaison (non montrée) avec des images satellites prises avant et après montre la même concordance générale pendant tout l'épisode.

A2.4 Résumé de l'évaluation du rendement de l'AURAMS

L'évaluation présentée ci-dessus montre que l'AURAMS est en mesure de simuler les principales caractéristiques de la concentration massique atmosphérique des particules et de l'ozone dans des conditions météorologiques très différentes. De façon générale, le rendement a été supérieur pour le scénario d'hiver, mais le plus grand nombre de données d'observation pourrait être source d'un certain écart.

Dans le cas du scénario d'été, l'AURAMS surestimait de façon constante la concentration d'ozone dans le bas de la gamme tout en sous-estimant les valeurs de pointe, un comportement semblable à celui d'autres modèles des oxydants pendant les épisodes d'été (p. ex., Byun et Dennis, 1995; SMC, 1997). Il est cependant intéressant de noter que l'AURAMS ne présentait pas la même tendance pour les données d'hiver, une période où toutes les valeurs observées se situaient dans la gamme de 0 à 50 ppbv. Cet écart pourrait s'expliquer par l'effet combiné de la résolution spatiale de l'AURAMS (42 km) et de la représentativité régionale moindre des sites de mesure au cours de la nuit, pendant les événements météorologiques d'été, au moment où la stabilité près de la surface est importante. Cette hypothèse demeure cependant à être confirmée par d'autres travaux de recherche.

L'AURAMS est en mesure de reproduire la concentration massique des particules avec une exactitude inférieure à un facteur de deux tant pour le scénario d'hiver que pour celui d'été, mais il surestime la concentration du $SO_4^=$ particulaire et sous-estime celle du NO_3^- et du NH_4^+ dans le cas du scénario d'été, tout en présentant le comportement inverse dans le cas du

scénario d'hiver. Les comparaisons avec les valeurs observées qui ont été faites montrent que l'AURAMS permet d'obtenir des simulations acceptables du $SO_4^=$ et du NH_4^+ particulaires, mais que la concordance pour le NO_3^- particulaire est moins satisfaisante. Comme cela a été expliqué dans la partie précédente, les mesures du NO_3^- présentent beaucoup plus d'incertitude, notamment pour des périodes aussi éloignées que 1995. Par ailleurs, la capacité de l'AURAMS à simuler les concentrations des divers composants inorganiques des particules est semblable à celle signalée pour d'autres modèles de prévision des aérosols et des oxydants (p. ex., Mebust et al., 2003), y compris la moindre grande capacité d'estimation du NO_3^- particulaire. Enfin, il faut garder à l'esprit que l'évaluation de l'AURAMS a été concentrée sur deux périodes relativement courtes, de sorte que l'établissement de moyennes a été limité ou nul au moment de la comparaison avec les valeurs observées.

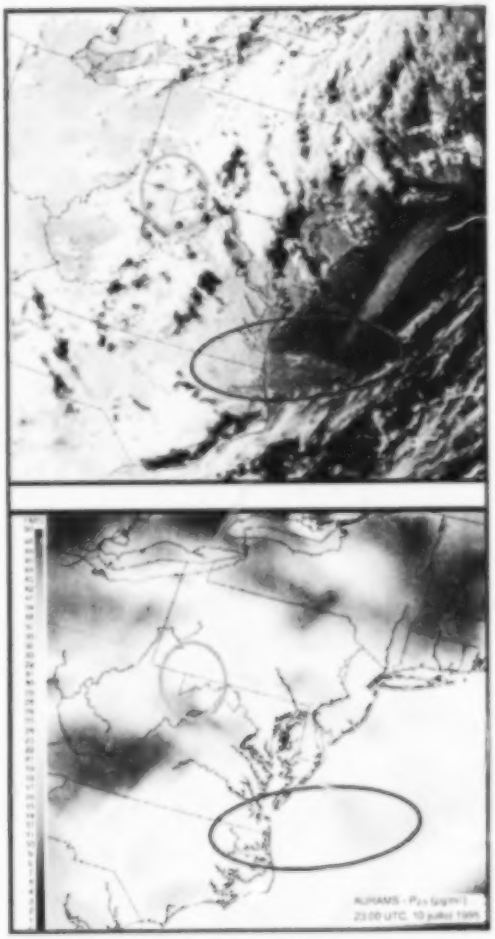


Figure A.12 : Comparaison de la simulation des $P_{2,5}$ de l'AURAMS avec des images obtenues par satellite. En haut : Image satellite du domaine visible valide à 23:08 UTC le 10 juillet 1995. En bas : Simulation des $P_{2,5}$ de l'AURAMS à plus basse altitude valide à 23:00 UTC.

Le Sous-comité de la collaboration scientifique (Sous-comité 2) du Comité Canada–États-Unis de la qualité de l'air s'occupe des activités de collaboration scientifique et technique prévues par l'Annexe II de l'Accord sur la qualité de l'air (1991). Les personnes suivantes font partie du Sous-comité :

CANADA

Keith Puckett, Environnement Canada, coprésident

Richard Bennett, ministère de la Protection des eaux, des terres et de l'air de la Colombie-Britannique

Lawrence Cheng, ministère albertain de l'Environnement

Fred Conway, Environnement Canada

Chris Daly, Ministère de l'environnement et du travail de la Nouvelle Ecosse

Tom Dann, Environnement Canada

Dennis Herod, Environnement Canada

Harry Hirvonen, Service canadien des forêts

Michel Jean, Environnement Canada

Dean Jeffries, Environnement Canada

Richard Leduc, ministère de l'Environnement du Québec

Ling Liu, Santé Canada

Janet Mullins, Environnement Canada

Carmelita Olivotto, Environnement Canada

Neville Reid, ministère de l'Environnement de l'Ontario

États-Unis

William Russo, EPA des É.-U., coprésident

Robbins Church, EPA des É.-U.

Robin Dennis, EPA des É.-U.

Robert Devlin, EPA des É.-U.

Neil Frank, EPA des É.-U.

Rick Haeuber, EPA des É.-U.

Robert Hotchenruther, EPA des É.-U.

Rich Poirot, Département de la conservation de l'environnement de Vermont

Mark Scruggs, Service national des parcs

Mary Striegel, Centre national pour la technologie et la formation en préservation

Joe Tikvart, EPA des É.-U.

Borys Tkacz, USDA Service des forêts

Jeff West, EPA des É.-U.

William Wilson, EPA des É.-U.